



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

Sede Amministrativa: Università degli Studi di Padova

Dipartimento di Scienze Animali

SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN: Scienze Animali

INDIRIZZO: Fauna selvatica e animali da affezione

CICLO XX

Interventi di restocking di camoscio (*Rupicapra rupicapra*) e stambecco (*Capra ibex*): comportamento post-rilascio e uso dell'habitat

Direttore della Scuola: Ch.mo Prof. Luigi Gallo

Supervisore: Ch.mo Prof. Maurizio Ramanzin

Dottorando: Luca Dal Compare

DATA CONSEGNA TESI
31 gennaio 2008

Riassunto

I progetti di reintroduzione e restocking costituiscono un potente strumento di conservazione e miglioramento del patrimonio faunistico. Una reintroduzione consiste nell'immettere una specie animale in un'area di presenza storica da dove è scomparsa a causa dell'azione diretta o indiretta da parte dell'uomo. Il restocking invece indica il rilascio di animali dove la specie in oggetto è già presente ma risulta a rischio a causa delle sue basse consistenze e densità.

Le attuali distribuzioni di due importanti ungulati alpini quali il camoscio e lo stambecco derivano da numerosi progetti di immissione che, tuttavia, risultano spesso scarsamente monitorati e documentati.

Questo studio si propone di affrontare alcuni aspetti basilari degli interventi di restocking, facendo riferimento a due progetti specifici, uno riguardante il camoscio alpino in Valsugana, nelle prealpi vicentine, l'altro lo stambecco nella porzione bellunese del massiccio della Marmolada. L'attenzione è stata posta soprattutto al comportamento spaziale degli animali, alle loro capacità e strategie di adattamento al nuovo ambiente, e alle scelte di habitat.

Le analisi sono state condotte sulle localizzazioni raccolte in più di 4 anni di monitoraggio (3 anni per il camoscio e 15 mesi per lo stambecco) con tecniche di radio-tracking. L'immissione del camoscio in Valsugana, avvenuta nella primavera del 2000, ha previsto la liberazione di 23 animali radiocollari (9 maschi e 14 femmine) la cui posizione è stata stimata con triangolazione, in media due volte la settimana, per un totale di oltre 6500 fix complessivi. La liberazione dello stambecco, avvenuta in maggio del 2006, ha riguardato 9 maschi adulti che sono stati localizzati principalmente tramite cerca radio-assistita, anch'essi in media due volte la settimana, per un totale di oltre 850 fix. I dati raccolti sono stati archiviati ed elaborati con software G.I.S. (Arcview 3.2, Ranger VI, MapInfo 5.1) che hanno permesso di studiare l'asestamento post rilascio e l'uso dello spazio. Inoltre per il camoscio, grazie all'utilizzo di apposite cartografie raster (DTM della Regione Veneto e della Provincia di Trento) e vettoriali (Carta delle Tipologie Forestali del Veneto), sono state analizzate anche le preferenze di habitat. Il pacchetto statistico SAS è stato utilizzato per testare alcuni modelli di ANOVA per la dispersione, la mobilità e l'uso dello spazio, mentre per lo studio dell'habitat è stato usato il software Compos Analysis version 6.2 plus.

I camosci in Valsugana, dopo la liberazione, hanno evidenziato un comportamento esplorativo molto marcato che in alcuni casi si è risolto con l'abbandono dei luoghi di rilascio,

nel tentativo di trovare un habitat idoneo o altri nuclei stabili della stessa specie. La tendenza alla dispersione è risultata maggiore nei maschi, ma per quanto riguarda le distanze percorse (che superano a volte anche i 20 km) non si registrano differenze tra i sessi. La Valsugana ha rappresentato una vera e propria barriera alla dispersione e, più in generale, alla mobilità degli animali. L'esplorazione dello spazio è stata molto repentina e si è conclusa dopo un mese dal rilascio per le femmine e dopo due mesi per i maschi. Ad insediamento avvenuto non si riscontrano differenze rilevanti di comportamento spaziale tra sessi, ad eccezione di due maschi che mostrano una forte instabilità per tutto il periodo di studio, e che pertanto saranno considerati come "gruppo" a se stante (saranno definiti maschi "vaganti", per distinguerli dalle femmine e dai maschi "stabili"). Le dimensioni degli home range annuali risentono dell'effetto esplorativo post-rilascio soprattutto nel caso degli animali che si sono allontanati dalla Valsugana i quali occupano aree molto più grandi nel primo anno rispetto agli altri due. Se si esclude dalle analisi il primo anno le differenze si annullano. I maschi "vaganti" mostrano home range sempre più ampi delle femmine e dei maschi "stabili" che, invece, tra loro non presentano differenze. Gli home range stagionali (trimestrali) di femmine e maschi "stabili" non mostrano un trend significativo, al contrario di quelli dei maschi "vaganti" che occupano aree significativamente maggiori in estate e in inverno. Non vi è grande fedeltà alle aree occupate; il grado di sovrapposizione tra gli home range è difatti sempre contenuto, sia per quanto riguarda gli anni, sia per le stagioni. Gli animali "vaganti" sono quelli che presentano il minor grado di sovrapposizione tra le aree, specie nel periodo riproduttivo. Sono quindi evidenti nei maschi due diversi tipi di strategia spaziale che possono risultare entrambi attuabili in un ambiente decisamente poco "limitante" come la Valsugana e a densità molto basse. La prima prevede spostamenti limitati e il mantenimento di home range piccoli, che probabilmente però ricalcano le aree di presenza delle femmine, la seconda invece prevede ampi cambiamenti di area, specie nella stagione degli amori, alla ricerca appunto dei gruppi femminili.

L'ambiente di rilascio rappresenta sicuramente uno degli aspetti più innovativi del progetto, viste le sue notevoli diversità con gli ambienti alpini in cui la specie è tipicamente studiata. La pendenza è risultata essere il parametro più importante nella definizione dell'habitat. Gli animali, infatti, selezionano fortemente le pendenze superiori ai 60° distribuendosi e spostandosi sul territorio in funzione della localizzazione geografica delle aree più acclivi. Tali aree, in Valsugana, si trovano in corrispondenza delle zone di versante a quote molto basse (tra i 200 e i 1000 metri) e sono caratterizzate per lo più da boschi di

latifoglie a copertura medio-fitta. Queste categorie risultano di conseguenza molto selezionate. Per contro le altitudini maggiori e le aree aperte di quota (che la specie tipicamente seleziona in area alpina) sono evitate. Le esposizioni a nord sono preferite. Questi risultati attualmente non trovano riscontro in studi simili e forniscono quindi degli ottimi spunti gestionali, sia per l'attuazione di futuri interventi di immissione, sia per la stima delle potenzialità di espansione della specie, anche attraverso l'individuazione dei possibili corridoi di connessione tra popolazioni e delle eventuali barriere.

A differenza di quanto osservato nel rilascio dei camosci, per lo stambecco non si è assistito ad un'esplorazione molto marcata del nuovo ambiente e nessun animale ha abbandonato il massiccio di rilascio. In questo caso però le consistenze della specie erano decisamente più alte di quelle stimate in Valsugana ed è probabile che la colonia già presente in loco abbia favorito la permanenza degli animali rilasciati. Il periodo di maggiore mobilità è quello estivo, ma si ritiene che ciò sia dovuto solo in parte all'esplorazione post rilascio. Infatti, nell'estate successiva (giugno-agosto 2007), gli spostamenti degli animali sono comunque maggiori rispetto a quelli autunnali, invernali e primaverili del primo anno di studio; inoltre seguono lo stesso trend dell'estate precedente. Gli home range stagionali (trimestrali) risultano, di conseguenza, più ampi nel periodo estivo. Nelle restanti stagioni non si notano differenze eccessive tra home range, anche se in autunno gli animali occupano aree più grandi rispetto all'inverno e alla primavera, probabilmente per via di una maggiore instabilità pre-riproduttiva. Tra estate e autunno le aree utilizzate risultano più sovrapposte rispetto alle altre stagioni. Le più basse percentuali di sovrapposizione tra home range si verificano tra l'autunno e l'inverno, e tra la primavera e l'estate, in corrispondenza cioè degli spostamenti dalle aree di estivazione a quelle di svernamento e viceversa.

Abstract

Reintroductions and restockings represent an important tool for wildlife management and conservation. Reintroductions consist in bringing species into their historical ranges where they were disappeared because of direct or indirect human activities. Restocking is based on introducing animals to reinforce a population that presents a very low consistence and densities. Distributions of chamois and alpine ibex on the Italian Alps derive from several reintroduction projects but they are still scarcely monitored.

This research aims to study some basic aspects of the ungulates released, with reference to two restocking projects: the first one on chamois in Valsugana, in the Vicenza Province, and the second one on alpine ibex, in the Marmolada massif. Dispersal, exploratory movements, spatial use and habitat selection were investigated.

Analyses were carried out on the locations obtained by 4 years radio-tracking monitoring (3 years for the chamois and 1 year for alpine ibex). In April 2000, 23 chamois were released in Valsugana and their position was assessed by triangulation for an average of two times a week, for a total of 6500 locations. Alpine ibex release, occurred in May 2006, concerned 9 adult males localized two times a week by direct observation, for a total amount of 850 fix. Data were filed and processed using G.I.S. software (Arcview 3.2, Ranger VI, MapInfo 5.1) in order to study post release behaviour and spatial use. Chamois habitat selection was carried out using digital (DTM, Digital Terrain Model) and vectorial (Map of vegetation) maps. Several ANOVA models were performed with SAS (1999) to analyse dispersal, mobility and spatial use, while Compos analysis software version 6.2 plus was used for habitat analysis.

After release, chamois showed an intense exploratory behaviour that, in some cases, ended with the abandonment of the release site to find new suitable habitats or stable chamois groups. Dispersal behaviour was more frequent in males than females, but dispersal distances (sometimes longer then 20 km) were not different between sexes. Valsugana represented a barrier to mobility and dispersion. Habitat exploration started soon after release and ended in a month for females and two months for males. After stabilization, no differences in spatial behaviour were found between sexes; only two males showed a great instability over all the study period so that they were classified as “roaming” males in order to distinguish them from females and “stable” males. Annual home range sizes were affected by post released behaviour only for individuals that leaved the released site. These animals occupied larger areas in the first year than in the second and third year. If the first year is deleted from the

analysis, there are no differences between years and individuals. “Roaming” males showed larger home range than “stable” males and females which have a similar spatial behaviour. A seasonal trend of “stable” males and females home range size was not defined, on the contrary “roaming” males occupied a significant wider areas in summer and winter. Scarce site fidelity was found; home range overlap was low not only between years but also between seasons. “Roaming” males presented the lowest degree of home range overlap especially in the rut period. Therefore, we could define two patterns of spatial behaviour both possible in an area with few limiting environmental factors and with low chamois density. In the first one, mobility was low and individuals showed small home range sizes probably overlapped to the females distribution, however, a second strategy presumes a wide mobility and home range size to look for spread females groups. Released habitat represents an innovative aspect of the research for its diversity with the alpine habitat in which the specie is largely studied. Slope has been the most important environmental factor for defining habitat selection. Animals selected slope higher than 60° more than others and their distribution and movements were influenced by the location of elevated slopes. In Valsugana these areas are located at very low altitude (200-1000 m) and are characterized by deciduous woods with middle-high cover. Consequently these categories were positively selected while high elevations and open areas (selected in alpine area) were refused. Northern exposures were preferred. Our results do not find a direct comparison with other similar researches on chamois and they offer several management suggestions for realizing future reintroduction projects and for assessing potential expansion of the species by the evaluation of barriers and ecological corridors.

Post-released behaviour of Alpine ibex was different from that of chamois. Exploratory activities was modest after release and no dispersal activities were found. In the Marmolada study area, specie’s consistence was higher than in Valsugana and the local ibex groups detained the released animals. Summer was the period of great mobility but it slightly depended of the post release exploration. In fact in the second summer (June-August 2007) movement rate was higher than in autumn, winter and spring; moreover mobility patterns were similar in both summers. As a consequence summer home range was the largest one. In the other seasons there were no significant variations between home range sizes, even if in autumn animals inhabited larger areas than in winter and spring probably because of a pre-rut instability. The highest home range overlaps were found between summer and autumn. Overlaps between autumn-winter and spring-summer ranges were modest because of migration periodical effects.

1. Introduzione

Nell'ambito della conservazione della fauna selvatica i progetti di cattura, trasferimento e immissione in nuove aree svolgono un ruolo fondamentale sia per il mantenimento di un elevato valore zoologico sia per la ricostruzione e il miglioramento dell'integrità delle popolazioni in qualche modo compromesse, anche dalle attività umane (Primack, 1993). Questi progetti possono esser distinti, sostanzialmente, in due categorie: reintroduzione e "restocking".

Con il termine reintroduzione si fa riferimento al rilascio di una specie selvatica in un'area di presenza storica dove la specie è scomparsa a causa dell'azione diretta o indiretta da parte dell'uomo (IUNC, 1987), e dove, una volta rimosse le cause di estinzione, si intende ricostruire una popolazione selvatica della specie in oggetto.

Il termine restocking, che potrebbe esser tradotto con ripopolamento, rinforzo, sostegno, è invece meno chiaro nel suo significato. Il rilascio di animali in aree dove la specie in oggetto è già presente, ma con densità naturali molto basse e annualmente compromesse dal prelievo venatorio, al fine di assicurare comunque la possibilità di tale prelievo, è infatti una pratica gestionale altamente discutibile (Ramanzin, 2001, Mustoni *et al.*, 2002). Tale pratica, definita "ripopolamento", ha preso piede in Italia quasi esclusivamente come risposta all'aumento delle richieste venatorie nei confronti di alcune specie animali quali ad esempio la lepre, il fagiano, la starna ecc., con l'unico scopo di risolvere il problema della numerosità delle popolazioni soggette a prelievo venatorio, attuando rilasci soprattutto in corrispondenza dell'inizio della stagione di caccia (Mustoni *et al.*, 2002). I soggetti liberati, che spesso provengono da allevamento e presentano problemi notevoli di adattamento all'ambiente naturale, ben poco possono quindi contribuire al ripristino di una popolazione (Mustoni *et al.*, 2002). Ben diverso è invece il caso, e qui si può assumere l'accezione del termine "restocking" come rinforzo o sostegno (non esiste però un'univoca traduzione nella nostra lingua, per cui è opportuno mantenere il termine inglese), cioè il trasferimento e rilascio di un nucleo di animali finalizzato a sostenere l'insediamento di una popolazione che non è soggetta (o non lo è ancora) a prelievo venatorio e che, trovandosi (in una fase iniziale di crescita o dopo un collasso dovuto a cause ora rimosse) con consistenze e densità molto basse, è altamente soggetta al rischio di eventi catastrofici che minacciano le piccole popolazioni (Caughley and Sinclair, 1994; Komers e Peder Curman, 1999) o necessita di nuova variabilità genetica.

È chiaro che gli interventi di reintroduzione e restocking mirati alla conservazione, a differenza di quelli a solo scopo venatorio, necessitano di un'attenta fase di programmazione, oltre che di un'accurata realizzazione, che deve essere seguita da una fase di monitoraggio e di analisi critica dei risultati (Pedrotti, 1995; Tosi *et al.*, 1996). In questo modo la ricerca diventa anche uno strumento di gestione e conservazione in grado di evidenziare gli errori commessi e di perfezionare gli interventi futuri (Mustoni *et al.*, 2002). Per questo i rilasci di fauna selvatica sono in genere accompagnati dalla marcatura degli animali stessi, sia con marche auricolari che ne permettano il riconoscimento successivo (Loison *et al.*, 1999) sia, più recentemente e certamente con maggiore efficacia, con radio trasmettitori ("radio collari") che permettono un monitoraggio molto più attento (Kenward, 1987, White and Garrot, 1990). Le tecniche radiotelemetriche infatti trovano applicazione nello studio degli home range e della mobilità (Hamr, 1984; Michallet e Toigo, 2000; Parrini *et al.*, 2003; Said *et al.*, 2006; Ramanzin, 2007), della selezione dell'habitat (Tufto *et al.*, 1996; Mysterud, 1999; Girard, 2000; Sturaro *et al.*, 2007), dei ritmi di attività e mortalità (Hamr e Czakert, 1986; Calenge *et al.*, 2005; Duscher e Reimoser, 2007), inoltre facilitano la ricerca degli animali per la valutazione dei comportamenti sociali e delle strategie riproduttive (Mysterud *et al.*, 2004; Pelletier e Festa-Bianchet, 2006).

Nonostante sia quindi prassi marcare gli animali per motivi di gestione e ricerca, il monitoraggio è spesso condotto con scarso interesse, e i risultati spesso non vengono analizzati e divulgati e quindi non sono facilmente reperibili. Questo vale soprattutto per specie come camoscio e stambecco per le quali il materiale bibliografico su progetti di reintroduzioni e restocking è decisamente scarso (Pedrotti 1995; Tosi *et al.*, 1996; Michallet e Toigo, 2000). Da questo punto di vista maggior attenzione sembra essere stata rivolta ai cervidi e ai grandi predatori (Wahlstrom e Limberg, 1994; Marchal *et al.* 1998; Schadt *et al.*, 2002; Calenge *et al.*, 2005; Kramer-Schadt *et al.*, 2005; Bizzarri *et al.*, 2007; Bizzarri *et al.*, 2007a ; Massolo *et al.*, 2007). Il fatto sembra ancor più strano se si pensa che i progetti di immissione hanno avuto un ruolo fondamentale nella definizione degli attuali areali di distribuzione del camoscio e dello stambecco (Mustoni *et al.*, 2002). Questo vale soprattutto per il secondo la cui espansione su tutto l'arco alpino, a partire dal nucleo storico del Parco Nazionale del Gran Paradiso, non è stata naturale ma legata ad interventi di reintroduzioni (Mustoni *et al.*, 2002).

La ricerca presentata in questo elaborato si propone di affrontare, con la consapevolezza dell'importanza di un attento monitoraggio nello studio delle popolazioni selvatiche, alcuni

aspetti basilari degli interventi di restocking, facendo riferimento a due progetti specifici, uno riguardante il camoscio alpino in Valsugana, nelle prealpi vicentine, l'altro lo stambecco nella porzione bellunese del massiccio della Marmolada. Per il camoscio la fase di monitoraggio si è conclusa nella primavera del 2003, per cui saranno a disposizione i dati completi di tre anni di controllo continuo. Per quanto concerne lo stambecco, invece, il progetto è ancora in piena fase di sviluppo, quindi saranno utilizzati solo i dati del primo anno. L'attenzione sarà posta soprattutto al comportamento spaziale degli animali, alle loro capacità e strategie di adattamento al nuovo ambiente e alle scelte di habitat.

1.1 Le basi di un corretto intervento di immissione

Pur mancando dal punto di vista normativo un vero e proprio riferimento che regoli la materia delle immissioni faunistiche, la realizzazione di un progetto di reintroduzione o restocking non può trascurare l'applicazione di un preciso protocollo organizzativo. Nell'ordine i vari passi di un corretto intervento di immissione sono i seguenti (Pedrotti, 1995; Tosi *et al.*, 1996):

1. *Studio di fattibilità*: si occupa di valutare l'opportunità e l'utilità della realizzazione del progetto. In genere la motivazione più importante per giustificare una reintroduzione è quella di ricostruire una popolazione estinta per cause non naturali. Si tratta di una motivazione che racchiude in sé il significato stesso di reintroduzione. Accanto a questa, vanno citate altre motivazioni, non meno importanti, come quelle di carattere estetico-culturale, turistico-naturalistiche, e (a popolazione insediata e per le specie cacciabili) anche venatorie. Un'indagine storica, al fine di verificare che effettivamente la specie fosse presente in passato nell'area considerata, e quindi attribuire la corretta qualifica di reintroduzione all'immissione, può risultare necessaria. Contemporaneamente, è necessario verificare l'eventuale cambiamento dell'habitat per capire se esso è ancora idoneo ad accogliere la specie in questione, ed accertare la rimozione delle cause di estinzione. Un'ulteriore verifica dovrebbe considerare le relazioni interspecifiche che si verrebbero a creare in seguito all'immissione, nonché l'impatto della specie con le attività umane. Non meno importante è l'aspetto socio-culturale. È necessario che le popolazioni locali accettino e rispettino l'animale immesso; quindi che esistano delle premesse di protezione, senza le quali ogni immissione sarebbe inutile.

2. *Realizzazione del progetto*: la fase più propriamente operativa comincia con la scelta degli animali. La definizione del numero minimo di fondatori, della loro struttura e della modalità di rilascio è di vitale importanza per il futuro della nuova popolazione. Il metodo più corretto di procedere sarebbe immettere individui provenienti da popolazioni tassonomicamente coincidenti con la forma anticamente presente nell'area in questione. Durante le fasi di cattura, stabulazione e trasporto è fondamentale che lo stress per gli animali sia ridotto al minimo. I siti di rilascio vengono in genere individuati grazie a sopralluoghi preliminari; devono essere caratterizzati da una buona accessibilità, per facilitare l'avvicinamento dei mezzi di trasporto, e devono essere in prossimità di zone considerate ottimali per l'insediamento degli animali.
3. *Monitoraggio e verifica dei risultati*: una volta che gli animali sono stati liberati, inizia la fase di monitoraggio che può essere condotta per osservazione diretta di animali marcati, con tecniche radiotelemetriche, e con censimenti, specie a distanza di qualche anno dal rilascio. I dati raccolti risulteranno fondamentali dal punto di vista scientifico per ampliare le conoscenze sull'etologia e l'ecologia della specie, ma avranno anche forti implicazioni gestionali sia perché permetteranno l'analisi dello sviluppo demografico della nuova colonia sia per il supporto che saranno in grado di fornire a futuri progetti di immissione.
4. *Divulgazione dei risultati*: a conclusione di una corretta gestione della pianificazione, saranno elaborate delle relazioni a carattere scientifico e divulgativo sui diversi stadi di avanzamento del progetto e sui risultati conseguiti. Infine la valutazione critica dei risultati stessi, permetterà di capire se la reintroduzione è stata un successo, o se contrariamente è necessaria una revisione e un miglioramento di alcune sue fasi.

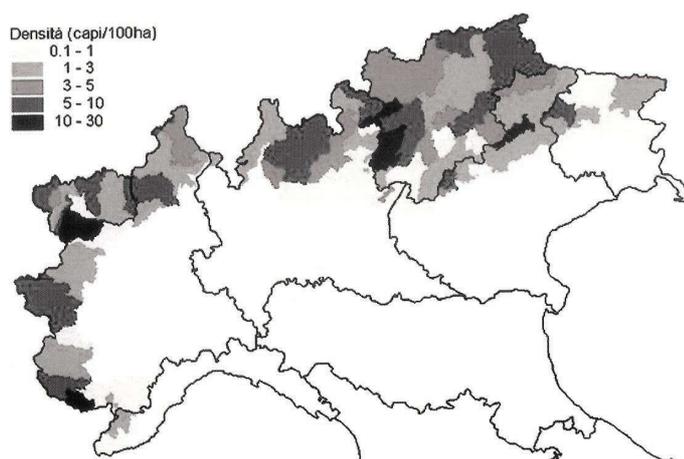
In questa sequenza, il lavoro della presente tesi si inserisce nella fase 3, cioè nel monitoraggio di due restocking: uno di camoscio alpino e uno di stambecco delle Alpi. Prima di descrivere gli interventi è opportuna una sintetica descrizione e dello status attuale delle due specie.

1.2 Le specie studiate

1.2.1 Il camoscio alpino

Il camoscio appartiene alla famiglia dei bovidi, genere *Rupicapra* e, secondo la sistematica recente, è presente in Europa con due specie (Lovari, 1984): *Rupicapra rupicapra* e *Rupicapra pyrenaica*. La prima specie è quella che copre l'areale più ampio; è diffusa su tutta la catena alpina, i Vosgi e il Giuria, si trova sui Balcani, sui Carpazi, e raggiunge la catena del Caucaso. Per effetto di immissione effettuate all'inizio del '900, con soggetti provenienti dalle Alpi, la specie è inoltre presente anche in Nuova Zelanda con consistenze superiori ai 30.000 capi. All'interno di questa specie possono essere distinte sette sottospecie tra cui il camoscio alpino (*Rupicapra rupicapra rupicapra*) oggetto di questo studio.

Figura 1.1: distribuzione di *Rupicapra rupicapra rupicapra* sull'arco alpino italiano.



Nella Alpi il camoscio è presente dal Friuli alla Liguria, con densità variabili e massime in Trentino e Piemonte (Pedrotti *et al.*, 2001) (figura 1.1). Dopo aver toccato il minimo storico di consistenza negli anni '50, la specie ha visto un progressivo incremento cui hanno contribuito in maniera determinante la creazione di parchi, altri istituti di protezione e una lunga serie di progetti di immissione nelle porzioni periferiche dell'areale (Brescia, Sondrio, Treviso, Verona, Vicenza, Udine) (Mustoni *et al.*, 2002). Le consistenze stimate erano pari a 70-75.000 capi nel 1992 (Tosi e Lovari, 1997), e a 124.000 nel 2000 (Pedrotti *et al.*, 2001). Considerando l'evoluzione delle consistenze negli ultimi 20 anni, il tasso medio annuale di crescita può essere stimato attorno al 3,7%. Confrontando l'areale di distribuzione attuale con quello potenziale, si può osservare come ormai la specie abbia ricolonizzato gran parte dei

territori occupati originariamente, anche se in molte aree le densità sono ancora al di sotto di quelle possibili (Mustoni *et al.*, 2002).

Il camoscio è un ungulato di aspetto robusto e dimensioni medie che presenta una struttura anatomica compatta e un dimorfismo sessuale molto poco marcato, limitato a differenze poco evidenti nella morfologia corporea e delle corna. La sua struttura scheletrica e alcune particolarità delle articolazioni e degli zoccoli fan sì che questo animale sia in grado di adattarsi particolarmente bene a luoghi impervi e ricchi di neve (Ladini, 1990). Un individuo adulto misura circa 115 – 140 cm di lunghezza (compresi 8 – 13 cm di coda); l'altezza al garrese è di circa 70 – 80 cm. Il peso vivo di un soggetto adulto varia dai 30 ai 45 kg nei maschi, dai 25 ai 40 kg nelle femmine, anche se esso, come quello di tutte le specie selvatiche, è variabile a seconda delle stagioni, dell'ambiente o per motivi di stress (Clutton-Brock e Albon, 1989; Crampe *et al.*, 1997; Ramanzin, 1999).

Il camoscio è sempre stato ritenuto un animale d'alta montagna, adattato alla vita al di sopra del limite superiore della vegetazione, tanto che la maggior parte delle conoscenze sulla specie, dall'utilizzo dello spazio alle scelte di habitat, dalla dinamica di popolazione ai comportamenti sociali, riguarda studi condotti in ambiente alpino (Couturier, 1938; Perle e Hamr, 1985; Shank, 1985; Von Elsner-Schack, 1985; Perez-Barberia e Nores 1994). Tuttavia, l'aumentare delle conoscenze sulla capacità di espansione e di colonizzazione di nuove aree da parte di questo animale ha messo in luce come si tratti di una specie con grandi capacità di adattamento, in grado di vivere bene anche in condizioni del tutto diverse da quelle alpine, purché l'ambiente risulti diversificato dal punto di vista morfologico (Tosi *et al.*, 1996; Ramanzin, 2001; Mustoni *et al.*, 2002). Anche dal punto di vista alimentare il camoscio è adattabile, rientrando nella categoria dei consumatori intermedi (Hoffman, 1989), quelli cioè un in grado di variare la quantità e la qualità della dieta in funzione della disponibilità di cibo; secondo Dunant (1977), le specie vegetali incluse nella sua dieta sono più di 300.

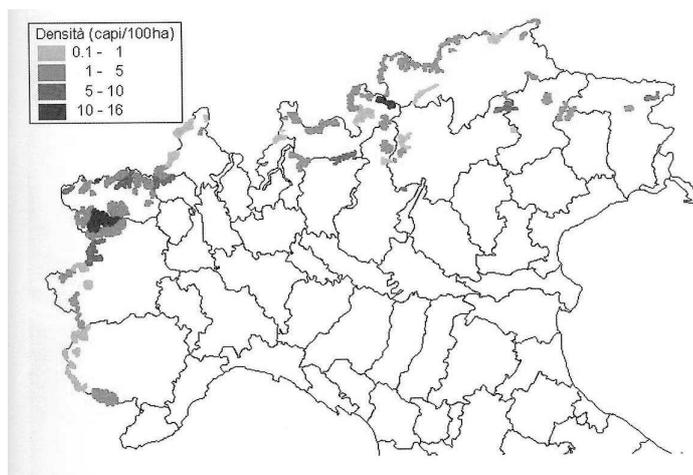
Gregarismo, flessibilità dei gruppi e segregazione dei sessi sono le caratteristiche principali dell'organizzazione sociale del camoscio (Tosi *et al.*, 1996). La struttura sociale di base, di tipo matriarcale, è costituita dall'unità madre-piccolo, che si scioglie nel secondo anno di vita del capretto (Tosi *et al.*, 1996; Mustoni *et al.*, 2002). I branchi sono di dimensioni e composizione variabile a seconda del periodo dell'anno e dell'ambiente e sono composti per lo più da femmine adulte, femmine e maschi giovani, e piccoli. La struttura di questi gruppi è decisamente "aperta", nel senso che non sono rari gli scambi di individui tra un gruppo e l'altro. I maschi restano con i gruppi femminili fino a 2 anni (Hamr, 1984), poi si allontanano

e tendono a vivere solitari, riunendosi alle femmine solo durante la stagione degli amori che comincia a fine ottobre e si conclude ad inizio dicembre.

1.2.2 Lo stambecco delle Alpi

Secondo Shaller (1977), cinque sono le specie da considerarsi nell'ambito del genere *Capra*, tra queste, *Capra ibex*, a sua volta suddivisa in cinque sottospecie di cui lo stambecco delle Alpi (*Capra ibex ibex* L.).

Figura 1.2: distribuzione di *Capra ibex ibex* nell'arco alpino italiano.



Con l'avvento delle armi da fuoco (XVI secolo) lo stambecco ha subito un rapido declino in termini numerici fino sfiorare l'estinzione; agli inizi dell'800 infatti gli unici esemplari rimasti erano quelli del Gran Paradiso, con una consistenza di circa 100 capi. A partire dalla metà del '900 gli stambecchi del Gran Paradiso vengono utilizzati per numerosi interventi di reintroduzione lungo tutto l'arco alpino (Videsott 1971) determinando l'attuale distribuzione delle circa 150 colonie presenti. Nonostante ad oggi la specie possa considerarsi fuori pericolo di estinzione, risulta ancora assente in gran parte dell'areale storico; la sua distribuzione è infatti molto discontinua, in relazione al fatto che le popolazioni si legano a massicci montuosi e zone rocciose che sono naturalmente separate tra loro (Couturier 1962). Solo in Svizzera la distribuzione delle colonie è piuttosto omogenea e l'areale potenziale si può definire pressoché interamente ricoperto; la consistenza e le densità sono tali da consentire anche l'esercizio dell'attività venatoria. In Italia la specie è presente con circa 12.300 capi (Apollonio, 2004) con una distribuzione estremamente frammentata (figura 1.2).

Lo stambecco è un ungulato dalle forme tozze, con tronco piuttosto breve, collo molto robusto e notevoli masse muscolari, adatto alla vita in ambienti aspri e rocciosi (Mustoni *et*

al., 2002). Al contrario del camoscio il dimorfismo tra i sessi è molto marcato, non solo per la nota differenza di dimensione delle corna, ma anche per la mole corporea che è circa il doppio nei maschi rispetto alle femmine. I pesi degli individui adulti variano in media dai 65 ai 100 kg nei maschi e dai 40 ai 50 kg nelle femmine, con massimi che possono raggiungere, rispettivamente, anche i 130 e i 65 kg (Silvestri, 1983).

Lo stambecco è un animale d'alta quota che risiede perlopiù oltre il limite del bosco, occupando aree comprese tra i 2300 e i 3200 m s.l.m. in estate, mentre d'inverno e primavera, per esigenze trofiche, arriva ad abbassarsi anche fino ai 1600 metri. Gli habitat preferiti sono quelli rocciosi, ricchi di anfratti e asperità che mettono l'animale al sicuro dagli agenti atmosferici e da eventuali predatori. In alcuni casi, comunque, lo stambecco si spinge al di sotto del limite della vegetazione arborea, frequentando boschi radi e arbusteti, purché siano presenti zone rocciose (Mustoni *et al.*, 2002).

Lo stambecco è specie tipicamente gregaria che forma branchi variabili per consistenza e composizione durante tutte le stagioni dell'anno, e caratterizzati da gerarchie molto rigide. Raramente femmine e maschi adulti formano gruppi misti al di fuori del periodo riproduttivo, che ricade tra dicembre e gennaio. È possibile osservare animali di sesso diverso frequentare le stesse zone in estate, ma spesso appartengono a gruppi distinti che semplicemente si sovrappongono sfruttando lo stesso ambiente per l'alimentazione. Nei gruppi femminili possono spesso rientrare anche maschi di 2 anni (Mustoni *et al.*, 2002).

1.3 Il “Progetto Camoscio Valsugana”

L'ipotesi di reintrodurre il camoscio alpino in Valsugana, in provincia di Vicenza, è stata avanzata circa a metà degli anni '90. Si può ricondurre infatti al 1996 il primo progetto di fattibilità dell'intervento (Perco *et al.*, 1997a, 1997b, 1997c) promosso dalla Provincia di Vicenza e commissionato dalle Riserve di caccia di San Nazario ed Enego e dall'Azienda Faunistico Venatoria di Cismon del Grappa. Nel progetto erano state individuate delle aree “idonee” all'immissione nei due versanti della bassa Valsugana, e da questo studio è partita, all'inizio del 2000, la fase operativa.

Il reperimento e l'acquisto degli animali è stato curato dalla Provincia di Vicenza, che ha anche assicurato un sostanziale apporto economico al progetto. Localmente si è costituito il “Gruppo Camoscio Valbrenta”, composto da rappresentanti degli organismi promotori interessati al progetto (Il Comprensorio Alpino n. 10 - l'Azienda Faunistico Venatoria di

Cismon del Grappa, il Comprensorio Alpino n. 9 – l’Azienda Faunistico venatoria di Marcesina, la Commissione provinciale Accompagnatori), che ha fornito la necessaria integrazione finanziaria ed il supporto logistico alle operazioni di rilascio e monitoraggio. Il Servizio faunistico e il Servizio di vigilanza provinciali hanno collaborato con il proprio personale tecnico nelle fasi di cattura, trasferimento ed immissione, che aveva sostanzialmente lo scopo di verificare la possibilità di insediare un nucleo “stabile” della specie sui versanti della destra orografica della Valsugana (sempre entro i confini amministrativi della provincia di Vicenza) e di far decollare la popolazione sul massiccio del monte Grappa (insieme con altri interventi analoghi, anche se non coordinati, effettuati pochi anni prima dalla provincia di Belluno (Sommavilla G., comunicazione personale) e quasi contemporaneamente da quella di Treviso (Busatta S., comunicazione personale).

Alle prime liberazioni, avvenute nell’aprile del 2000, è stato affiancato un monitoraggio continuativo della durata di tre anni, affidato al Dipartimento di Scienze Animali dell’Università di Padova, che ha permesso il controllo e la verifica della riuscita del progetto. L’immissione si è così rivelata un’ottima opportunità di studio per approfondire le conoscenze sulla biologia e l’etologia della specie in un’area che, per le sue caratteristiche morfologiche, climatiche e vegetazionali, è molto diversa da quelle in cui la specie è stata studiata maggiormente. Infatti, benché sia ormai stata abbandonata la convinzione che questo ungulato sia specie tipica dell’alta montagna, studi accurati sulla realtà prealpina scarseggiano, e l’unico riferimento è dato dalla reintroduzione effettuata, nei primi anni ’90, sul monte Baldo, nella vicina provincia di Verona (Tosi *et al.*, 2001), in un ambiente comunque nettamente più “montano”.

L’immissione del camoscio in Valsugana può essere considerata a tutti gli effetti un restocking. Non esistono precise indicazioni della distribuzione della specie al momento della liberazione, ma secondo la Banca dati ungulati dell’ INFS (Pedrotti *et al.*, 2001), il camoscio già frequentava, seppur sporadicamente, l’imbocco della valle, sopra Solagna e San Nazario, e i versanti di Cismon del Grappa, sulla sinistra orografica del Brenta. La presenza della specie era stata verificata anche nei versanti della destra orografica sopra Valstagna e nella medio-alta Val Gardena.

1.4 Il “Progetto Stambecco Marmolada”

L'ipotesi di rinforzare la popolazione di stambecco della Marmolada nasce a seguito dell'epidemia di rogna sarcoptica (Lastras *et al.*, 2000; Leung e Grenfell, 2003) che, nel 2004, ha drasticamente ridotto la consistenza di quella che rappresenta la colonia più grande dell'intera area dolomitica (Rossi *et al.*, 2006). L'idea avanzata dall'Amministrazione Provinciale di Belluno ha subito trovato il sostegno del Safari Club International – Italian Charter – che si è fatto carico delle spese necessarie per l'avvio e lo sviluppo del progetto. Una speciale squadra di catture, composta dal personale della Polizia Provinciale di Belluno e del Corpo Forestale dello Stato – Regione Friuli Venezia Giulia, si è occupata della fase di cattura, trasporto e rilascio degli animali. Il monitoraggio è stato affidato al Dipartimento di Scienze Animali dell'Università di Padova, con il prezioso aiuto degli agenti del corpo di Polizia Provinciale di Belluno. Il Dipartimento di Produzioni Animali Epidemiologia e Ecologia dell'Università di Torino si è occupato delle analisi genetiche e sanitarie.

L'obiettivo che il progetto si pone è quello di assicurare una ripresa della colonia di stambecco non solo in termini di consistenza, bensì creando le condizioni necessarie al raggiungimento di una maggiore fitness della popolazione attraverso due vie: l'aumento della variabilità genetica e, possibilmente, della resistenza alla rogna. In quest'ottica il progetto presenta quindi particolarità importanti e alcune innovazioni. Secondo le odierne ricerche, infatti, la variabilità genetica dello stambecco alpino è una tra le più basse fra le specie di mammiferi (Maudet *et al.* 2002) e la resistenza alla rogna sarcoptica ha infatti evidenti relazioni con il patrimonio genetico degli animali (Leung e Grenfell, 2003). La popolazione della Marmolada è stata reintegrata con soggetti provenienti da una colonia già “selezionata” dalla malattia, quella del Jof-fuart – Montasio, in provincia di Udine, che presenta una storia genetica isolata e divergente da quella della Marmolada.

Il restocking ha previsto l'immissione di soli maschi in età riproduttiva in quanto la malattia aveva colpito essenzialmente gli individui di questa classe. Una prima immissione è stata effettuata a maggio del 2006 ed ha previsto la liberazione di 9 maschi di età compresa tra i 5 e i 9 anni. Nella primavera del 2007, con il rilascio di altri 5 maschi adulti sempre provenienti dal massiccio Jof-fuart – Montasio, il restocking è stato completato e il campione sperimentale decisamente aumentato. Oltre agli aspetti sanitari e genetici, affidati al Dipartimento di Produzioni Animali Epidemiologia e Ecologia dell'Università di Torino, il monitoraggio post rilascio ha previsto lo studio del comportamento spaziale degli animali, A

completamento del piano, nell'agosto del 2007 sono stati catturati e marcati anche 10 animali locali il cui monitoraggio offrirà sicuramente la possibilità di comprendere meglio, attraverso degli opportuni confronti, il comportamento di animali traslocati a fini di restocking. A questo proposito si sottolinea che le conoscenze sono abbastanza ridotte e solo un progetto attualmente in corso nel gruppo dell'Adamello, in Lombardia, tratta di interventi di rinforzo per questa specie (Mustoni *et al.*, 2006).

2. Materiali e metodi – parte generale

Questa parte dei materiali e metodi tratterà brevemente alcuni spunti comuni a tutti i contributi. Per prime saranno trattate le tecniche di monitoraggio radiotelemetrico che, ovviamente, sono le stesse per entrambi i progetti di restocking, anche se sul campo le necessità del caso hanno fatto optare per protocolli di controllo diversi, come verrà specificato. Saranno inoltre descritte le aree di studio, forniti i dettagli sulle metodologie di cattura e rilascio, ed esposti alcuni risultati sulla qualità e la quantità dei dati ottenuti e sulla sopravvivenza degli animali, il tutto allo scopo di rendere più completo il quadro generale sulle modalità di esecuzione, nonché di successo, dei restocking.

2.1 Monitoraggio radio-telemetrico

Il radiotracking, o radio-telemetria, è una tecnica che permette il reperimento di una sorgente di emissione radio-elettrica, avvalendosi di un sistema direzionale di ricezione del segnale radio (Boillot, 1986). L'utilizzo di tale tecnica, nell'ambito di un progetto di reintroduzione, permette il controllo e la verifica del successo dell'intervento, con la raccolta di numerose informazioni non solo sulla posizione, i movimenti e il comportamento spaziale degli animali, ma anche sulla selezione dell'habitat, le interazioni intra e inter-specifiche, i ritmi di attività (Kenward, 1987; White e Garrot, 1990; Pedrotti *et al.*, 1995; Samuel e Fuller, 1996).

L'attrezzatura necessaria per effettuare radiotracking (con il sistema VHF, utilizzato in questi studi, e tralasciando le recentissime applicazioni GPS) comprende (Kenward, 1987, White and Garrot, 1990): un *radio collare*, da applicare all'animale, che ha la funzione di emettere il segnale radio a frequenza prefissata per ciascun individuo; un'*antenna* direzionale in grado di ricevere il segnale emesso dal radio collare; una *radio* ricevente, capace di demodulare il segnale per renderlo udibile e far sì che possa essere valutato in termini quantitativi, grazie all'utilizzo di un amperometro a lancetta o a segnali luminosi. Nei nostri studi sono stati utilizzati radiocollari modello Televilt TX-3, nel caso del camoscio, e Televilt TXV-10, nel caso dello stambecco. Tutti i collari erano dotati di sensore di attività e morte. Le riceventi erano tipo Televilt RX 8910 HE dotate di antenna incorporata ma che, in caso di necessità, si adattavano anche ad un utilizzo con antenna esterna. Nel caso specifico le antenne esterne usate sono state le Yagi a quattro elementi.

I metodi di rilevamento sul campo sono diversi, ma tutti si basano sul fatto che l'intensità del segnale varia a seconda della direzione in cui si punta l'antenna, e che la massima intensità si ottiene solo quando gli elementi dell'antenna sono paralleli al fronte d'onda del trasmettitore. La determinazione del segnale può essere effettuata utilizzando tre diverse metodologie (Springer, 1979):

1. *Metodo del segnale più forte*: si tratta del metodo più usato; consiste nel girare l'antenna fino a trovare la direzione in cui si ritiene che il segnale sia più intenso. La direzione ottenuta verrà misurata come spostamento in gradi rispetto al nord, utilizzando una bussola.
2. *Metodo della bisettrice*: si sposta l'antenna a destra e a sinistra, individuando un angolo di massima ricezione. La bisettrice di tale angolo indicherà la direzione dell'animale. Si tratta di un metodo che può risultare utile in quelle situazioni in cui è difficile definire con accuratezza la direzione di massima intensità.
3. *Metodo Twin Yagi*: consiste nel montare su un treppiede, due antenne in modo da ottenere un'opposizione di fase (Kenward, 1987). La direzione in cui il segnale si annulla, individua la direzione in cui si trova l'animale. Si tratta tuttavia di un metodo scomodo, soprattutto se è necessario spostarsi velocemente da una zona all'altra, o se si opera in luoghi di difficile accesso.

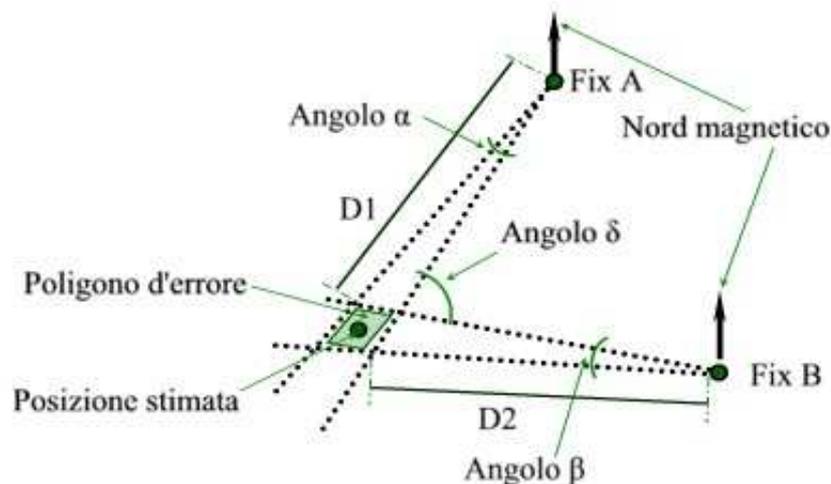
Una volta individuata la provenienza del segnale, bisogna procedere alla localizzazione dell'animale. Le due tecniche principali sono la *cerca* e la *triangolazione*.

La *cerca* (Kenward, 1987), o osservazione radio assistita, consiste nello spostarsi sul territorio in funzione della direzione di provenienza del segnale, fino a giungere all'osservazione diretta dell'animale. Si tratta ovviamente di un metodo estremamente dispendioso dal punto di vista del tempo impiegato. Risulta tuttavia estremamente preciso nella localizzazione, e permette di ottenere in aggiunta tutta una serie di dati quali ad esempio l'eventuale associazione con altri individui o le caratteristiche dell'ambiente frequentato.

La *triangolazione* (Heezen e Tester, 1967) è una tecnica molto adatta nel caso in cui la contattabilità degli animali sia ridotta, ad esempio sotto copertura o con condizioni meteorologiche sfavorevoli. La procedura sul campo prevede l'intervento di due o più operatori che determinano, contemporaneamente da più punti, la direzione di provenienza del segnale. Le direttrici individuate vengono riportate sulla carta e il loro punto di intersezione

corrisponde alla localizzazione dell'animale. Tuttavia il rilevamento di una direzione accurata è spesso compromesso sia da difficoltà tecnico-operative che da fattori legati alle caratteristiche fisiche dell'ambiente in cui si opera. Per questo motivo la triangolazione fornisce solo una stima della reale posizione dell'animale (Sprinter, 1979) e ad esso viene associata un'area di confidenza detta poligono d'errore (Heezen e Tester, 1967) definita dall'intersezione delle semirette contenenti gli angoli rilevati. Un esempio di triangolazione è riportato in figura 2.1. Risulta chiaro che le dimensioni dell'errore, oltre che dall'abilità dell'operatore, dipendono dall'ampiezza degli angoli misurati (α e β), dalla distanza tra gli operatori e l'animale ($D1$ e $D2$), dall'angolo tra le direzioni di ricezione (δ).

Figura 2.1: localizzazione radio-telemetrica tramite triangolazione. A e B indicano i punti di rilevamento del segnale. Le linee nere tratteggiate rappresentano le direttrici entro le quali il segnale è captato con la massima intensità.



Heezen e Tester (1967) individuano anche altre due componenti dell'errore, definite angolari in quanto si possono misurare come scostamento in gradi dalla direzione reale di provenienza del segnale. Queste due componenti sono, l'errore del sistema, rappresentato dall'angolo tra la direzione stimata per la localizzazione e la direzione reale, e l'errore di lettura, dato dall'imprecisione di lettura nella bussola.

In relazione all'intensità con cui vengono effettuati i rilevamenti nel tempo, è possibile distinguere tra radio tracking continuo e discontinuo:

- ✓ *Radio tracking continuo o sistematico*: consiste nel effettuare diverse localizzazioni ad intervalli di tempo molto ravvicinati (5 – 15 minuti) (Gese *et al.*, 1990). Si tratta di un

metodo che fornisce informazioni molto dettagliate sugli spostamenti degli animali e sui ritmi di attività. Risulta tuttavia notevolmente dispendioso in termini di tempo, nonché scomodo se il numero di animali da seguire è elevato o c'è la necessità di muoversi in ambienti difficili. A questo proposito potrebbero essere estremamente interessanti ed utili delle stazioni di rilevamento fisse e automatiche, o l'utilizzo dei collari GPS.

- ✓ *Radio tracking discontinuo*: in questo caso gli animali vengono localizzati con intervalli di tempo più ampi, anche se costanti nel tempo. Risulta quindi meno impegnativo, ma si presta tuttavia molto bene alla raccolta di dati per il calcolo degli home range o delle preferenze di habitat.

Concettualmente il radio-tracking si basa su principi piuttosto semplici, ma, come si è già accennato, il lavoro sul campo è ricco di inconvenienti. Le caratteristiche morfologiche dell'area in cui si opera possono costituire la principale limitazione all'utilizzo di questa tecnica (Kenward, 1987, White and Garrot, 1990; Tosi *et al.*, 1996); dove l'ambiente è fortemente eterogeneo, l'accuratezza dei rilevamenti risulta spesso difficoltosa. In più bisogna considerare che ogni specie animale ha una propria capacità e velocità di spostamento. Se si aggiunge il fatto che, generalmente, la velocità di movimento di un operatore è molto bassa, si capisce come giungere alla localizzazione dell'animale non sia sempre facile o, nel caso di triangolazione, che le localizzazioni possano non essere accurate come quelle effettuate tramite osservazione diretta (Heezen e Tester, 1967)

Bisogna infine considerare che la situazione si complica ulteriormente se si lavora in ambiente montano (White and Garrot, 1990). Circhi glaciali, valli strette, pareti rocciose rappresentano ostacoli per la propagazione delle onde e originano fenomeni di riflessione (Boillot, 1986). In genere, quando il segnale viene riflesso, perde anche di energia, e quindi risulta più difficoltoso individuarlo. Lo stesso problema si può verificare in caso di fitta copertura vegetale, o in condizioni climatiche particolari, come ad esempio in presenza di nebbia, quando il segnale viene attenuato per assorbimento (Tosi *et al.*, 1996). In montagna non sono poi infrequenti le così dette zone d'ombra, dove l'assorbimento del segnale è totale. Altra situazione anomala si ha quando il segnale cambia, improvvisamente e frequentemente, in intensità e direzione; in questi casi è possibile che ci si trovi di fronte ad un "segnale di cresta", cioè una situazione in cui l'animale, essendo in prossimità di una cresta rocciosa, passa ripetutamente da un versante ad un altro (Tosi *et al.*, 1996). In questi casi, l'unica

soluzione, è affidarsi all'esperienza del rilevatore riguardo la conoscenza del comportamento della specie studiata, e delle caratteristiche dell'area di studio.

Per questi motivi è sempre necessario, ancor più in ambiente montano, adattare i protocolli e la metodologia di monitoraggio alle caratteristiche dell'area e verificare l'entità dell'errore associato alle localizzazioni.

2.2 Il camoscio in Valsugana

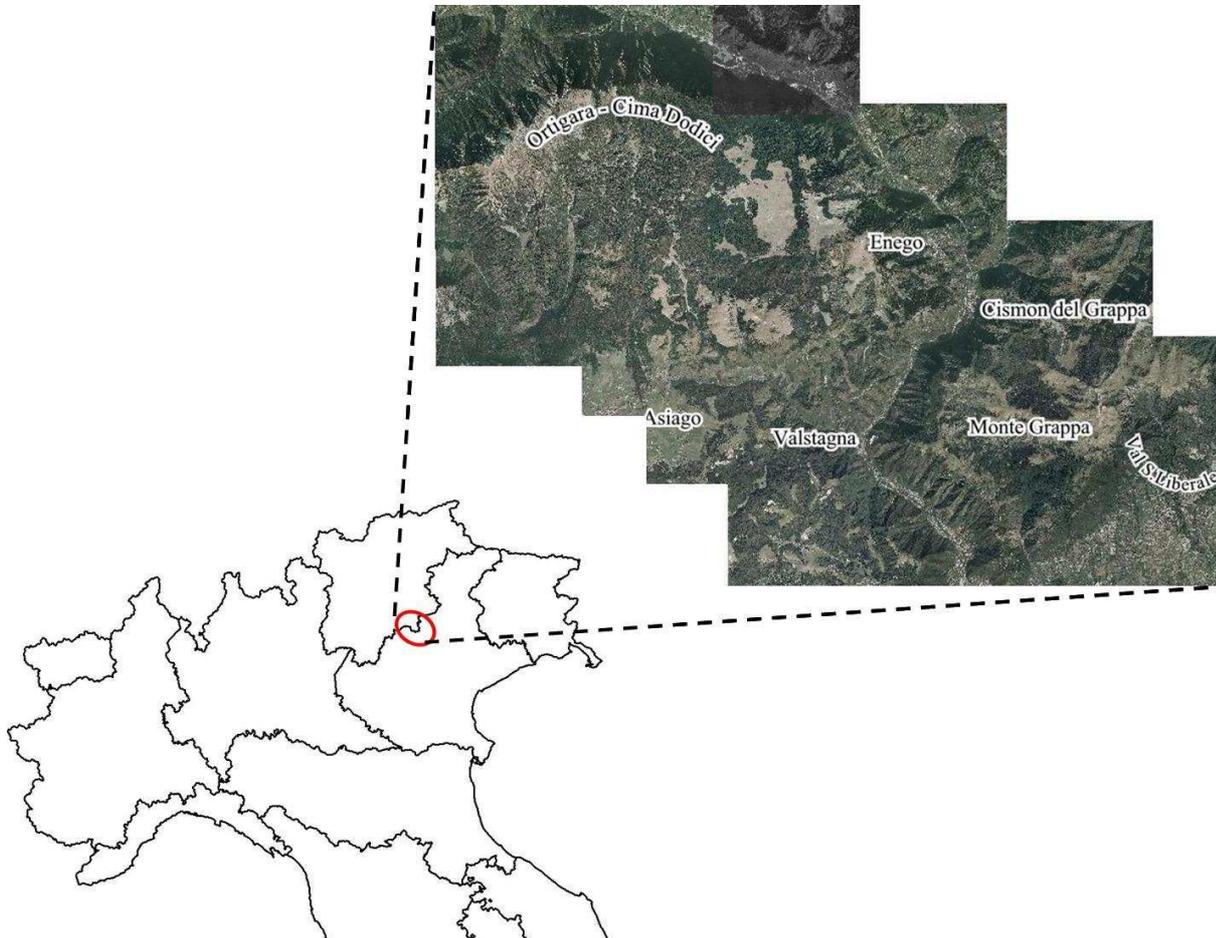
2.2.1 L'area di studio

Per descrivere l'area di studio è comodo distinguere tra destra e sinistra orografica del fiume Brenta, considerando nel primo caso l'area ricadente all'interno dell'Altopiano dei Sette Comuni e nel secondo il massiccio del Monte Grappa. Questo non solo perché le due aree presentano caratteristiche diverse, ma anche perché le liberazioni, come si vedrà meglio, sono state effettuate su entrambi i versanti del fiume, e nelle analisi sarà spesso ripresa questa distinzione per valutare eventuali differenze di comportamento.

L'area di studio (figura 2.2) ricade per la maggior parte della sua estensione all'interno del distretto climatico esalpico, ad eccezione della sua parte più settentrionale che presenta caratteristiche tipicamente mesalpine. Le temperature medie annue sono comprese tra 13-14 °C e i 6-7 °C a seconda del distretto, mentre le precipitazioni, concentrate soprattutto nei mesi autunnali e primaverili, hanno una media annua di 1500 mm. La neve, che può essere abbondante nelle zone più elevate (Cima Grappa, Cima Dodici, Ortigara), permane anche per 4-5 mesi all'anno. Le altitudini maggiori si riscontrano nella parte più settentrionale dell'Altopiano dei Sette Comuni, in corrispondenza delle vette di Cima Dodici e dell'Ortigara. Solo in queste zone si superano i 2000 m s.l.m., il resto dell'area di studio mostra quote per lo più comprese tra i 200 e i 1800 m s.l.m.; in modo particolare la sinistra orografica della Valsugana, nella quale è presente il nucleo maggiore di animali liberati, raggiunge la quota massima ai 1775 m a Cima Grappa, ma per la gran parte si trova a livelli molto inferiori. Dal punto di vista vegetazionale ci si trova senza dubbio di fronte ad un'area di grande interesse, basti pensare che nel solo massiccio del Grappa sono state censite circa 1400 specie di piante vascolari, in pratica un quarto di tutte le entità presenti in Italia (Busnardo e Lasen, 1994). Le formazioni boschive di conifere sono abbondanti soprattutto sull'Altopiano dei Sette Comuni; si tratta fundamentalmente di peccete e, più in alto, di

lariceti tipici dell'orizzonte montano superiore. Le stesse formazioni si trovano, seppur in misura minore, sul Grappa, al limite della vegetazione arborea.

Figura 2.2: inquadramento dell'area di studio rispetto al nord Italia.

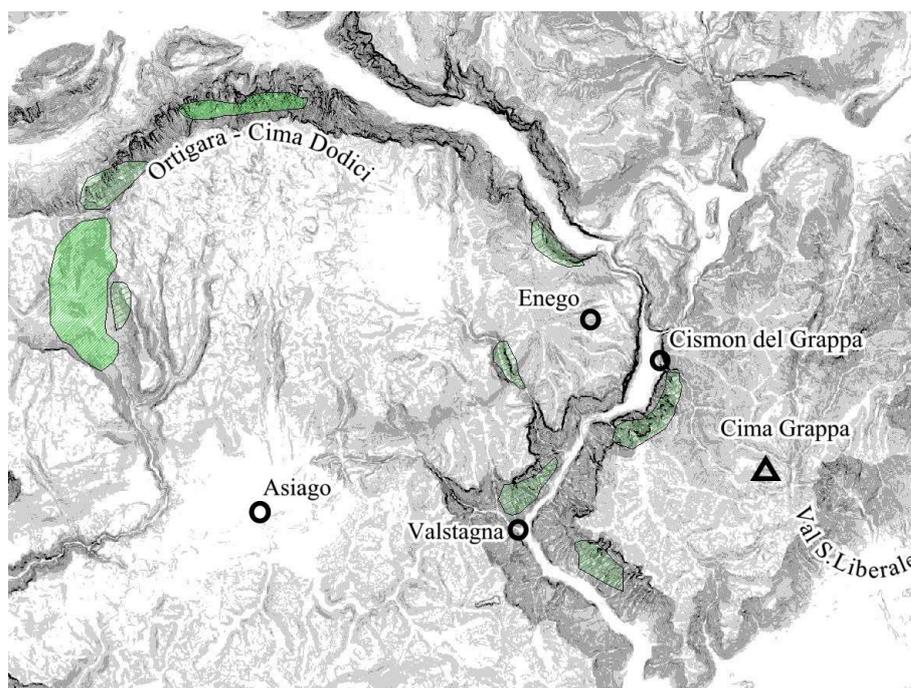


Sullo stesso massiccio sono presenti, a quote inferiori, pino silvestre (*Pinus silvestris*), pino nero (*Pinus nigra*), e lo stesso abete rosso, in quanto introdotti artificialmente, che formano boschi misti con carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), roverella (*Quercus pubescens*), orniello (*Fraxinus ornus*), e faggio (*Fagus sylvatica*). Le formazioni pure di latifoglie, che caratterizzano i versanti della Valsugana, comprendono per lo più di boschi cedui, più o meno degradati, a prevalenza di roverella (*Quercus pubescens*), carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), acero campestre (*Acer campestre*) e orniello (*Fraxinus ornus*). Sono presenti anche castagneti, seppur limitati ad alcune aree residue, e boschi di faggio, soprattutto nell'Altopiano, in gran parte governati a ceduo quasi puro. I prati e i pascoli d'alta quota sono molto diffusi sia sull'Altopiano che sul Grappa, con le associazioni più varie, dalle formazioni pascolive

xerofile delle quote elevate e/o dei versanti più ripidi e esposti a meridione, ai prati e pascoli più pingui delle malghe poste nelle condizioni più favorevoli.

Per quanto concerne la fauna, e restando nell'ambito degli ungulati selvatici, nell'area il capriolo è ubiquitario, ad esclusione degli habitat non idonei, pur con densità molto varie, mentre il cervo è in fase di espansione, sia sull'Altopiano che sul Grappa, anche se finora la distribuzione è ancora variabile e le densità sono modeste. Nella destra orografica, con limite settentrionale nel comune di Valstagna, è presente un nucleo di muflone, che comunque è controllato venatoriamente e, trovandosi parecchio lontano dal sito di rilascio, non rappresentava potenzialmente un problema per il camoscio. Nell'area, soprattutto nelle parti meridionali della Valsugana, è presente anche il cinghiale, anch'esso con distribuzione non ben definita e densità molto incerte. Infine, come già visto nel paragrafo di introduzione al progetto, il camoscio è sporadico ma la sua presenza sul territorio è sufficiente per attribuire il termine "restocking" a questo intervento di immissione (figura 2.3).

Figura 2.3: distribuzione stimata del camoscio (in verde) nell'area di studio.



2.2.2 Cattura e rilascio

Gli animali sono stati catturati con tecniche di teleanestesia in un arco di tempo compreso tra il 25 aprile ed il 3 maggio 2000 nel Parco Naturale delle Alpi Marittime, quindi in ambiente alpino nettamente diverso da quello di liberazione. Al momento della cattura sono

stati rilevati alcuni parametri indicatori della condizione sanitaria, come la glicemia, la temperatura corporea, la frequenza cardiaca e respiratoria, riportati in tabella 2.1.

Per quanto riguarda le misure biometriche, i pesi sono risultati in media pari a 25,5 kg (deviazione standard: 4,2 kg) nei maschi ed a 25,4 kg (deviazione standard 4,1 kg) nelle femmine, denotando quindi differenze minime tra i due sessi . Si tratta di pesi raccolti alla fine dell'inverno, in ambienti a quote elevate dove l'innervamento perdura a lungo, e quindi non sono direttamente comparabili con quelli, cui siamo abituati, dei soggetti provenienti dall'abbattimento venatorio, che vengono registrati dopo il recupero di condizione che avviene in estate.

Tabella 2.1: principali parametri fisiologici dei camosci rilasciati.

	T (°C)		Freq. Respiratoria		Freq. cardiaca		Glicemia (mg/dL)	
	media	ds	media	Ds	media	ds	media	ds
Maschi	38.4	1.8	70.6	24.6	55.8	19.0	101.7	40.9
Femmine	39.6	1.8	83.7	41.9	56.9	10.7	116.0	37.3

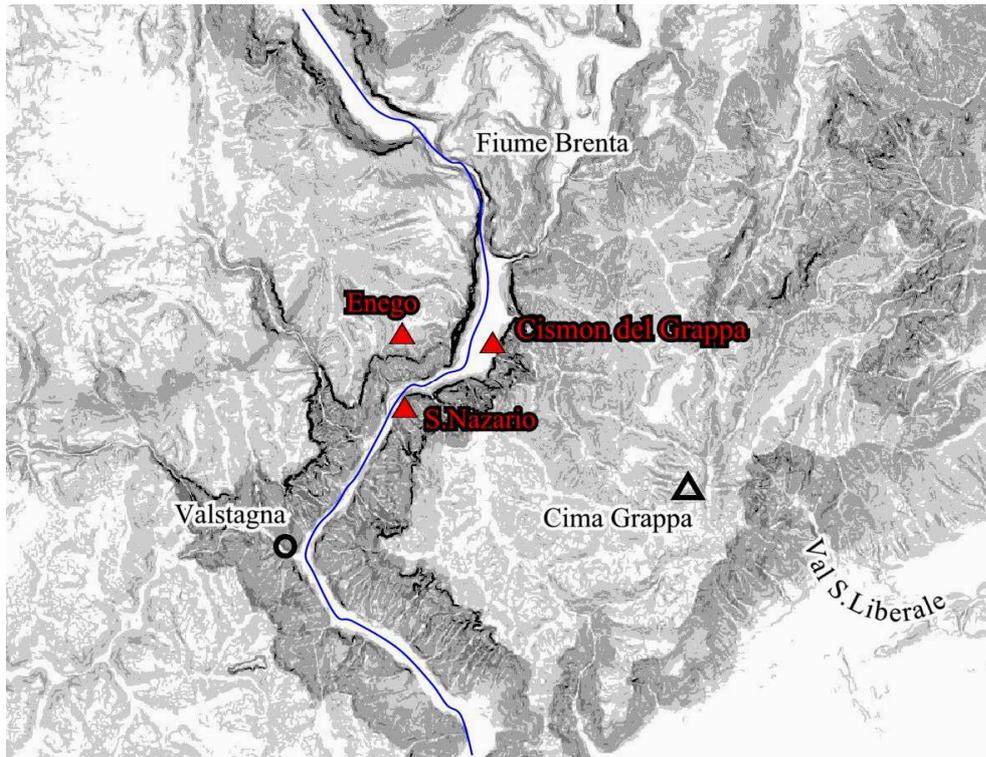
La stabulazione non è durata più di 1-2 giorni, dopodiché, per ridurre al minimo lo stress, gli animali sono stati trasportati con camion nel luogo del rilascio, in gabbie singole, durante le ore notturne, in modo da giungere a destinazione nelle prime ore del mattino. A questo punto la liberazione è stata molto rapida e nessun animale è rimasto in gabbia per più di un'ora dal momento del suo arrivo.

2.2.3 I siti di rilascio

Lo studio di fattibilità dell'intervento (Perco et al., 1997a; 1997b; 1997c) ha permesso, tra le altre cose, di individuare tre siti di rilascio, due sulla sinistra orografica del Brenta nei comuni di Cismon del Grappa e San Nazario, e uno sulla destra in comune di Enego (figura 2.4). Tuttavia, per ragioni legate al loro comportamento spaziale, ai fini dello studio si è effettuata la sola distinzione tra animali della destra e animali della sinistra Brenta.

I due versanti della valle sono piuttosto diversi quanto a caratteristiche morfologiche. La destra orografica, infatti, presenta uno sviluppo dei versanti molto meno marcato e una morfologia piuttosto omogenea. Un ulteriore esame della vocazionalità, stimata per la zona Alpi della provincia di Vicenza (Ramanzin, 2001a), ha confermato la relativa minor idoneità del versante destro.

Figura 2.4: localizzazione dei siti di rilascio.



In totale sono stati liberati 33 animali. Di questi, 24 sono stati radiocollari, 9 maschi e 15 femmine, di età compresa tra 2 e 10 anni, ma con buona predominanza di soggetti nelle classi subadulte ed adulte. La liberazione non è stata uniforme, in termini numerici, nei tre siti. Per quanto riguarda gli animali con collare, a sinistra sono stati immessi 6 maschi e 11 femmine, a destra 3 maschi e 4 femmine. Tutti i camosci sono stati contrassegnati anche con marche auricolari, in combinazione e colori diversi, per un riconoscimento individuale in caso di avvistamento (tabella 2.2).

Tabella 2.2: riepilogo delle principali informazioni sui camosci liberati.

Frequenza Radio	Marche auricolari Sx / dx	Sesso	Età	Data cattura	Data rilascio	Luogo rilascio
151.266	Viola / Viola	M	2	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.357	No / Rosso	M	4	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.211	Bianco / no	F	3	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.552	No / Verde	F	6	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.682	No / Arancio	F	2	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.812	Arancio / Arancio	F	2	26/04/00	28/04/00	Cismon
No	Rosso / No	M	13	26/04/00	28/04/00	Cismon
151.572	Rosso / Rosso	M	3	27/04/00	29/04/00	Cismon
151.642	Arancio / Arancio	F	4	27/04/00	29/04/00	Cismon
No	Giallo / Verde	M	6	28/04/00	29/04/00	Cismon
No	Viola / Giallo	F	6	03/05/00	04/05/00	Cismon
151.951	Viola / No	M	4	25/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.971	No / Viola	M	4	25/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.471	Giallo / No	F	3	25/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.181	No / Giallo	F	3	25/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.191	Giallo / Giallo	F	3	25/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.235	No / Bianco	F	5	26/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.287	Bianco / Bianco	F	8	26/04/00	27/04/00	S. Nazario
151.591	Giallo / Bianco	M	6	27/04/00	29/04/00	S. Nazario
151.692	Verde / No	F	3	27/04/00	29/04/00	S. Nazario
No	Giallo / Arancio	M	5	28/04/00	29/04/00	S. Nazario
No	Giallo / Azzurro	M	11	28/04/00	29/04/00	S. Nazario
151.611	Giallo / Viola	M	3	01/05/00	04/05/00	Enego
151.671	Arancio / Giallo	M	3	02/05/00	04/05/00	Enego
151.451	Azzurro / Giallo	M	6	03/05/00	04/05/00	Enego
No	Giallo / Rosso	M	2	02/05/00	04/05/00	Enego
No	Verde / Giallo	M	3	03/05/00	04/05/00	Enego
151.712	Verde / Verde	F	8	01/05/00	04/05/00	Enego
151.631	No / Azzurro	F	7	02/05/00	04/05/00	Enego
151.652	Azzurro / Azzurro	F	6	02/05/00	04/05/00	Enego
151.461	Rosso / Giallo	F	7	03/05/00	04/05/00	Enego
No	Azzurro / No	F	10	01/05/00	04/05/00	Enego
No	Bianco / Arancio	F	11	03/05/00	04/05/00	Enego

2.2.4 Protocollo di monitoraggio del camoscio

Nel caso del camoscio le localizzazioni sono state stimate tramite triangolazione effettuata da 2 operatori in contemporanea. L'adozione di tale tecnica si è rivelata necessaria per via delle particolarità dell'area di rilascio, che presentava elevati gradi di copertura vegetale e una morfologia piuttosto accidentata con la mancanza di una rete di sentieri facilmente e velocemente percorribili. Durante l'attività di campo sono state usate schede di rilevamento associate ad una carta tecnica regionale in scala 1:10.000 per permettere una immediata verifica dei fix già in loco (allegato 1). In caso di localizzazioni palesemente errate (le direzioni dei due operatori non si incrociavano) o di angoli fra le direzioni stesse inferiori a 60° si procedeva a ripetere l'operazione. Successivamente, tutti i dati sono stati trasferiti su supporto informatico e georeferenziati (Gauss Boaga Ovest) utilizzando i software G.I.S. MapInfo 5.1 e Arcview 3.2. Si è quindi proceduto ad un ulteriore controllo spaziale dei dati per correggere eventuali errori non notati sul campo ed eliminare tutte le localizzazioni evidentemente inesatte. Il numero di localizzazioni così escluse è stato inferiore all'1%. Nel primo mese di monitoraggio gli animali sono stati localizzati ciascuno una volta al giorno, dopodiché la frequenza dei fix è scesa a due alla settimana. Si è ritenuto opportuno attuare un monitoraggio più intenso subito dopo la liberazione per mettere in evidenza possibili comportamenti anomali, seguire meglio i fenomeni di dispersione e mobilità, e per individuare tempestivamente eventuali casi di mortalità. Nell'ultimo anno di studio l'intensità di monitoraggio è stata aumentata a 3 localizzazioni per settimana con lo scopo di avere a disposizione dati ancora più significativi. A fine studio le localizzazioni a disposizione erano più di 6500 (tabella 2.1). Le disparità che si possono osservare tra sessi sono semplicemente legate al fatto che le femmine rilasciate erano di più dei maschi (vedi sotto), e non ad una preferenza per il monitoraggio delle prime.

Tabella 2.1: numerosità delle localizzazioni ottenute nei tre anni di monitoraggio.

	maschi	femmine	Totale
1° anno	1053	1495	2548
2° anno	976	1124	2100
3° anno	744	1238	1982
Totale			6630

2.2.5 Precisione delle localizzazioni

I parametri di errore delle localizzazioni sono stati calcolati con un software appositamente compilato in ambiente DOS che prevede l'inserimento delle coordinate del punto di rilevamento e degli angoli di provenienza del segnale rispetto al nord, e restituisce le coordinate della posizione dell'animale con il relativo poligono d'errore, le distanze tra animale e operatori e l'angolo da esse formato. I risultati ottenuti sono descritti in tabella 2.2.

Tabella 2.2.: parametri di precisione delle localizzazioni.

Animale	Distanza 1 (m)		Distanza 2 (m)		Angolo (°)		Poligono d'errore (ha)	
	Media	ds	media	ds	media	ds	Media	ds
266	1569	587	1591	560	66	16	1,78	1,21
357	1590	577	1556	572	66	15	1,72	1,27
211	1523	490	1568	492	66	15	1,76	1,02
552	1584	573	1339	534	73	19	1,46	0,97
682	1552	603	1455	687	74	20	1,59	1,28
812	1522	479	1531	592	68	17	1,53	1,39
572	1425	674	1207	520	68	20	1,32	1,75
642	1545	552	1481	577	69	16	1,57	1,36
951	1025	750	1189	864	80	24	1,39	1,64
971	2269	1080	2101	1145	70	20	2,39	1,52
471	1111	757	1163	789	79	23	1,18	1,51
181	1476	665	1213	536	72	20	1,32	1,09
191	1617	584	1226	569	69	18	1,66	1,18
235	1375	630	1286	563	74	20	1,32	1,26
287	1313	527	1330	545	75	19	1,26	1,30
591	1532	638	1475	806	70	20	1,97	1,40
692	1113	759	1137	806	76	24	1,14	1,45
611	2032	850	2175	969	70	19	2,63	1,50
671	2370	917	2277	857	68	17	3,23	1,57
451	2629	1061	2541	1123	66	14	3,78	1,89
712	1291	772	1363	683	75	23	1,23	0,84
631	1095	556	1136	553	69	23	1,12	1,28
652	1893	696	1598	659	80	15	2,07	2,03
Totale	1584	686	1519	696	71	19	1,76	1,38

La morfologia dell'area, cui si è già accennato, non ha permesso di effettuare localizzazioni da distanze prossime alla posizione dell'animale cercato, ma le distanze sono risultate molto simili epr i due operatori, e anche l'angolo interno tra i due lati della triangolazione è stato prossimo ai 90°. Il valore medio dei poligoni di errore derivanti è risultato pari a 1,76 ettari con una deviazione standard di 1,38. Tosi *et al.* (1996) riportano per i camosci monitorati sul Monte Baldo, in provincia di Verona, valori anche superiori,

compresi tra i 4 e i 6 ettari in media. In un lavoro condotto sul capriolo in ambiente alpino (Ramanzin *et al.*, 2007) sono stati utilizzati solo i fix con errore associato inferiore a 1,3 ettari. Solo l'1,7 % delle localizzazioni presentava comunque un errore maggiore, perciò anche in questo caso i risultati sono piuttosto simili a quelli stimati per il camoscio in Valsugana.

In sostanza quindi, nonostante le difficoltà operative, i risultati possono considerarsi soddisfacenti e idonei allo scopo dello studio.

2.2.6 Sopravvivenza

Per quanto riguarda la mortalità degli animali dopo il rilascio, i risultati possono considerarsi soddisfacenti. Su un totale di 24 animali radiocollarati ne sono morti 5. Nei primi mesi dopo il rilascio è morta solo una femmina; le cause sono rimaste ignote vista l'impossibilità di recuperare il collare. Nel secondo anno sono morti una femmina, per cause naturali (la carcassa presentava infatti numerose lesioni probabilmente legate ad una caduta) ed un maschio, la cui carcassa non è stata recuperata per via dell'ambiente proibitivo nel quale si trovava. Infine, sempre nel secondo anno, due maschi addentratisi nel territorio della provincia di Trento, sono stati abbattuti da cacciatori.

2.3 Stambecco in Marmolada

2.3.1 L'area di studio

Il Massiccio della Marmolada occupa dal punto di vista amministrativo un'area ricadente nelle province di Belluno e Trento (figura 2.5).

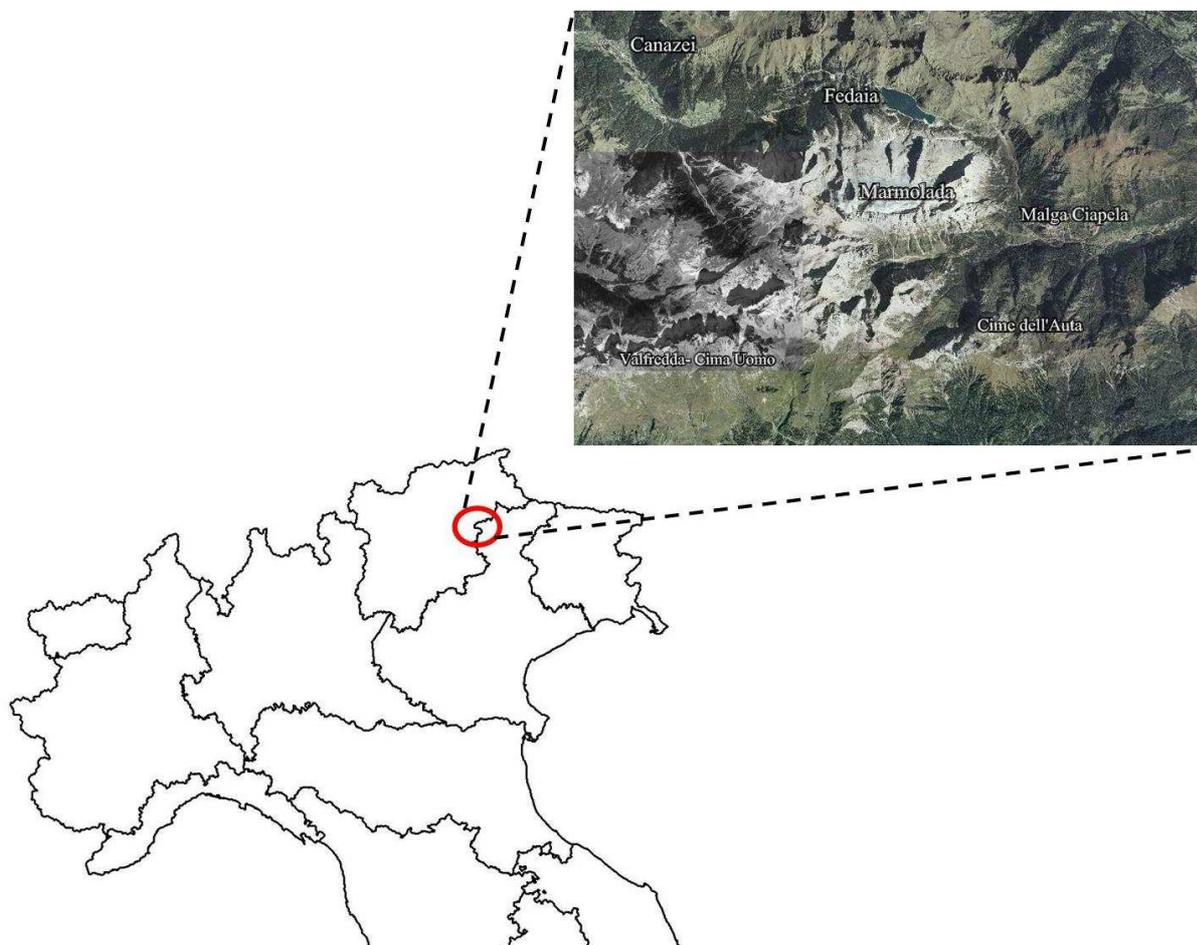
Quando si parla di “Gruppo della Marmolada” ci si riferisce non solo al massiccio vero e proprio ma anche a tutte quelle catene montuose e sottogruppi che circondano la cima principale, e che costituiscono un complesso montuoso racchiuso in un perimetro segnato dalle Valli di Fassa, del Cordevole, del Biois, e di San Pellegrino.

La definizione di “Gruppo della Marmolada” ha quindi significato non tanto in termini amministrativi, quanto in termini morfologico-ambientali, per gli ovvi risvolti sulla gestione di alcune popolazioni di animali selvatici e in modo particolare dello stambecco.

Dal punto di vista dell'inquadramento fitogeografico, l'area di studio si colloca a cavallo tra la regione mesalpica e quella endalpica. Al suo interno si trovano cime con quote prossime o superiori ai 3000 metri come Punta Penia (3343 m), Punta Rocca (3250 m), Cima Ombretta

(3011 m), Sasso Vernale (3058 m), Sasso di Valfredda (3009 m). Inoltre anche i fondovalle sono posti a quote mediamente molto alte, da poco più di 1000 metri a quasi 1900. Lungo i fondovalle e nelle esposizioni migliori appare il faggio (*Fagus sylvatica*), il frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*) l'acero montano (*Acer pseudoplatanus*) e altre specie a foglia larga che spesso si inseriscono nelle formazioni di conifere creando una discontinuità che va ad arricchire l'ambiente forestale. Nell'orizzonte montano la faggeta pura appare solamente in alcuni piccoli fazzoletti di bosco, mentre sono più frequenti le peccete (*Picea abies*) ed i lariceti. Nelle zone poste a nord e nord ovest, ossia nelle valli e nei pascoli che confluiscono verso la Valle di San Pellegrino e la Val di Fassa, è presente il pino cembro (*Pinus cembra*). Negli orizzonti subalpino e altimontano del versante veneto prevalgono i pascoli con larice (*Larix decidua*) e i lariceti puri, forse in conseguenza ad uno sfruttamento selettivo avvenuto nel passato a spese del Pino Cembro.

Figura 2.5: inquadratura dell'area di studio rispetto al nord Italia.



Il massiccio della Marmolada si presenta come un paesaggio estremamente vario e diversificato, e questo fa sì che al suo interno vivano gran parte delle specie animali oggi presenti nell'intero arco alpino. Ponendo attenzione agli ungulati, il camoscio (*Rupicapra*

rupicapra) è distribuito abbastanza uniformemente su tutto il territorio, anche se negli ultimi anni, in seguito all'epidemia di rogna del 2004, ha attraversato un "periodo di difficoltà" (Rossi *et al.*, 2006). Il capriolo (*Capreolus capreolus*) è anch'esso presente ma le consistenze sono in calo e, anche se i motivi non sono facilmente individuabili, è possibile che in parte il trend sia legato all'aumento della numerosità del cervo (*Cervus elaphus*) (Ramanzin, 2007). Il muflone (*Ovis orientalis musimon*) è presente in seguito ad alcuni rilasci effettuati per scopi venatori con consistenze anche elevate rispetto ad altre aree della provincia di Belluno (Ramanzin, 2001). Venendo allo stambecco, si può dire che la colonia della Marmolada è attualmente la più grande della regione dolomitica. Nata da una reintroduzione, effettuata a fine degli anni '70, che ha visto la liberazione di 10 capi in Val San Nicolò, nel massiccio dei Monzoni, la popolazione aveva toccato una consistenza di circa 500 capi nel 2003 (secondo i dati dei censimenti condotti dalle amministrazioni di Belluno e Trento). Ad oggi, in seguito all'effetto della rogna, si contano all'incirca 160 capi ma, nonostante la drastica riduzione, l'interesse sempre maggiore delle amministrazioni nei confronti di questo ungulato e l'avanzamento dei nuovi piani di gestione e salvaguardia fanno ben sperare in una sua futura ripresa.

2.3.2 Cattura, rilascio e sopravvivenza

La fase operativa del progetto ha inizio nella primavera del 2006 con le catture effettuate sul massiccio Jof Fuart-Montasio nelle giornate dal 19 al 23 maggio. La cattura degli animali è avvenuta tramite teleanestesia.

Tabella 2.3: quadro riassuntivo degli animali rilasciati

Età	Colore marca		Data di cattura	Circonf. torace (cm)	L.piede (cm)	Circonf. corno (cm)	L. corno (cm)
	sx	dx					
7	giallo	giallo	20/05/2006	103	35	27.5	75
7	blu	blu	21/05/2006	103	35	27.5	75
7	rosso	rosso	21/05/2006	103	35	27.5	75
6	verde	blu	21/05/2006	103	35	27.5	75
9	blu	verde	21/05/2006	103	35	27.5	75
5	giallo	rosso	22/05/2006	100	35	24.2	57.5
7	rosso	blu	22/05/2006	110	n.p.	28	74
9	giallo	blu	22/05/2006	111.5	35.5	27.7	77
8	giallo	verde	22/05/2006	114	35.3	28.2	79

Dagli animali catturati sono stati prelevati campioni di sangue per analisi sanitarie e genetiche, inoltre sono state registrate alcune misure biometriche (circonferenza toracica, lunghezza del piede, lunghezza e circonferenza del corno). A ciascun animale è stato quindi applicato un radio-collare e delle marche auricolari per il riconoscimento individuale.

Il trasferimento degli animali è avvenuto con autocarro nel primo mattino del 24 maggio 2006, giornata in cui è stata effettuata l'immissione dei 9 maschi adulti traslocati (tabella 2.3). La liberazione è avvenuta nei pressi di Malga Ciapèla, nel comune di Rocca Pietore. Tutti gli animali liberati si sono adattati senza problemi al nuovo ambiente e nel corso del primo anno e mezzo di studio non si è riscontrato alcun decesso.

2.3.3 Protocollo di monitoraggio dello stambecco

Per il monitoraggio degli stambecchi in Marmolada sono stati adottati sia il metodo della cerca sia quello della triangolazione. Durante il primo mese post-rilascio sono state applicate sia la tecnica della cerca, quando la situazione era favorevole, che della triangolazione, con l'obiettivo di monitorare il massimo numero di animali per giornata. Le priorità nella fase post-rilascio, infatti, erano soprattutto quelle di valutare la sopravvivenza degli animali. La prima valutazione dei poligoni d'errore associati alle triangolazioni, tuttavia, ha messo in luce che, soprattutto per le notevoli distanze animale-operatore, tale metodo era troppo impreciso per proseguire lo studio con la stima degli home ranges. Nelle fasi successive, quindi, grazie anche alla maggiore conoscenza acquisita delle zone frequentate e alla contattabilità degli animali risultata più agevole, si è adottato il metodo della cerca. Ciò ha consentito il reperimento di un numero superiore di informazioni rispetto alla triangolazione e una elevata accuratezza nella definizione delle coordinate del punto, ma ha inevitabilmente portato ad una riduzione del numero di fix settimanali per ogni animale. In linea di massima, comunque, si dispone in media di 2 localizzazioni a settimana per animale (tabella 2.3), soddisfacenti per l'ambiente in cui si opera.

Le uscite di campo prevedevano il supporto di una cartografia di base (CTR, 1:10000) e di alcune stampe di foto aeree della zona (scala 1:10.000) per la verifica delle localizzazioni da triangolazione o la georeferenziazione immediata degli avvistamenti (allegato 2). In seguito, tutti i dati raccolti sono stati archiviati con il software Arcview G.I.S. 3.2 e resi disponibili per le elaborazioni. In totale sono state raccolte 855 localizzazioni di cui 623 avvistamenti e 232 triangolazioni. I dati distinti per ciascun individuo sono riportati in tabella 2.3.

Tabella 2.3: numerosità delle localizzazioni nel primo anno di studio.

Animale	Triangolazioni	Avvistamenti	Totale localizzazioni
800	33	72	105
200	33	66	99
400	23	65	88
100	36	62	98
600	27	71	98
750	24	68	92
250	3	90	93
650	23	75	98
300	30	54	84
Totale	232	623	855

1° Contributo

3. Dispersione e mobilità post rilascio del camoscio in Valsugana

3.1 Premessa

Il primo contributo sperimentale si occupa dello studio dei processi di dispersione e mobilità post-rilascio da parte dei camosci rilasciati in Valsugana.

In genere questo aspetto è attentamente considerato in ogni progetto di immissione, in quanto il cambiamento di zona può indurre gli animali a comportamenti esplorativi marcati e, in casi estremi, ad abbandonare il luogo di liberazione (Tosi *et al.*, 1996; Michallet e Toigo, 2000; Calenge *et al.*, 2005) Non a caso l'allontanamento o meno dal sito di rilascio è considerato, insieme al grado di sopravvivenza degli animali, uno degli aspetti più importanti per valutare il successo di una reintroduzione (Bright e Smithson, 2001; Armstrong e Seddon P.J., 2007).

L'esplorazione spaziale del nuovo ambiente può manifestarsi con fenomeni di dispersione, intesi in questo caso come allontanamento dal sito di rilascio, o comunque con una marcata instabilità che può prevedere ampi movimenti, anche se nell'ambito dell'area di liberazione. I fenomeni di dispersione e quelli di marcata mobilità sono, con tutta probabilità, legati non solo all'idoneità dell'area di rilascio ma anche all'eventuale, e più o meno vicina, presenza di nuclei della stessa specie in grado di svolgere un'azione di "richiamo" o, nel caso dei restocking, di "ancoraggio" per gli animali liberati. Questi aspetti sono stati finora poco studiati, ed esclusivamente in seguito ad interventi di reintroduzione (Tosi *et al.*, 1996; Michallet e Toigo, 2000; Calenge *et al.*, 2005), che si differenziano pertanto dal caso dell'immissione in Valsugana, la quale si configura come un intervento di restocking, dato che, pur con densità molto basse e nuclei "dispersi", la specie era già presente nell'area.

La durata delle fasi esplorative e di dispersione è in genere variabile a seconda della realtà considerata, e può risolversi in pochi mesi, così come iniziare dopo diverso tempo dal momento del rilascio. A questo proposito risultano molto importanti sia la scelta della data di liberazione (meglio in primavera poco prima della stagione dei parti) sia eventuali accorgimenti prestabiliti (ad esempio il mantenimento degli animali all'interno di un recinto

comune per un certo periodo prima della liberazione) per tentare di ridurre i fenomeni di allontanamento, come suggeriscono alcuni autori (Tosi *et al.*, 1996; Michallet e Toigo, 2000). In ogni caso, le informazioni anche a questo riguardo sul camoscio sono decisamente limitate essendo sostanzialmente riconducibili alle reintroduzioni sopra citate (Tosi *et al.*, 1996; Michallet e Toigo, 2000).

Molto spesso i fenomeni di dispersione seguono vie di spostamento preferenziali che vengono a crearsi in ragione delle preferenze ambientali da parte degli animali e, soprattutto, della presenza di barriere più o meno superabili, siano esse naturali o artificiali (Cumming e Beange, 1987; Ferguson e Elkie, 2004; Sturaro *et al.*, 2007). È chiaro che, mentre le barriere artificiali (ad esempio ampie aree urbanizzate, superstrade ecc.) sono un ostacolo per qualsiasi ungulato, quelle naturali lo possono essere per alcune specie e non per altre. Ampi massicci rocciosi costituiscono sicuramente un limite agli spostamenti del capriolo (Sturaro *et al.*, 2007), ma non a quelli di camoscio e stambecco in grado di attraversare facilmente i valichi di alta quota; vale il discorso contrario per zone dove la roccia è scarsa e la pendenza modesta (Perco e Perco, 1979; Tosi *et al.*, 1996). La valutazione a priori delle barriere in base alle conoscenze sulla specie trattata è sicuramente almeno in parte possibile. Tuttavia una loro valutazione a monitoraggio avviato non solo è opportuna per una verifica delle ipotesi formulate ma è altresì interessante alla luce del fatto che alcune specie mostrano capacità di adattamento ad ambienti tradizionalmente poco frequentati e potrebbero trovarsi di fronte a “nuove” barriere.

Gli obiettivi del presente contributo saranno quelli di dare risposta ad alcuni quesiti basilari legati al comportamento spaziale post rilascio, in particolare:

- ✓ Come avvengono i processi di dispersione? Come possono essere descritti in termini di direzioni e distanze percorse? Esistono differenze tra i sessi e tra animali rilasciati a sinistra o a destra del Brenta?
- ✓ Quali sono gli ostacoli per i movimenti degli animali liberati? La Valsugana può essere considerata una barriera per la dispersione?
- ✓ Quanto è durata la fase di esplorazione dello spazio? Esistono, anche in questo caso, differenze tra maschi e femmine?
- ✓ A stabilizzazione avvenuta, come si comportano gli animali in termini di mobilità nel nuovo areale di distribuzione? È possibile distinguere comportamenti spaziali diversi indipendenti dai processi di adattamento al nuovo ambiente?

3.2 *Materiali e metodi*

3.2.1 **Dispersione dal sito di rilascio**

Generalmente per “dispersione” si intende l’allontanamento dal luogo di nascita dei giovani individui, che consente il flusso genetico entro la popolazione, evita la consanguinità, e favorisce l’espansione dell’areale di distribuzione della specie (Howard, 1960; Greenwood, 1980). È bene precisare che nel nostro caso il termine assume un significato diverso. “Dispersione” indicherà perciò lo spostamento definitivo dell’animale, indipendentemente dalla classe d’età di appartenenza, dal luogo di liberazione.

A questo scopo la dispersione è stata definita sulla base del confronto fra la localizzazione del sito di rilascio e quella del centro di attività dell’home range di ciascun animale dopo la stabilizzazione spaziale. In particolare sono state considerate le seguenti definizioni/variabili:

1. *comportamento di dispersione “entro area” e “fuori area”*: il rilascio è stato effettuato sui versanti della Valsugana, ma una certa proporzione di animali ha concluso la fase di esplorazione stabilizzandosi in aree più o meno lontane e comunque chiaramente separate dai versanti stessi. Questi animali sono stati classificati come “fuori area”, mentre quelle che si sono insediati sui versanti sono stati definiti “entro area” (figura 3.2)
2. *distanza*: è la distanza lineare (km) tra il sito di rilascio e il centro di attività la stabilizzazione (figura 3.2).
3. *direzione*: misurata come scostamento in gradi della direzione (lineare) di spostamento dal nord magnetico (figura 3.2). Poiché gli animali sono stati liberati nei due versanti della Valsugana, è in questo modo possibile verificare se le direzioni attraversano o meno la valle e quindi se questa rappresenta una barriera.

3.2.2 **Mobilità e stabilizzazione**

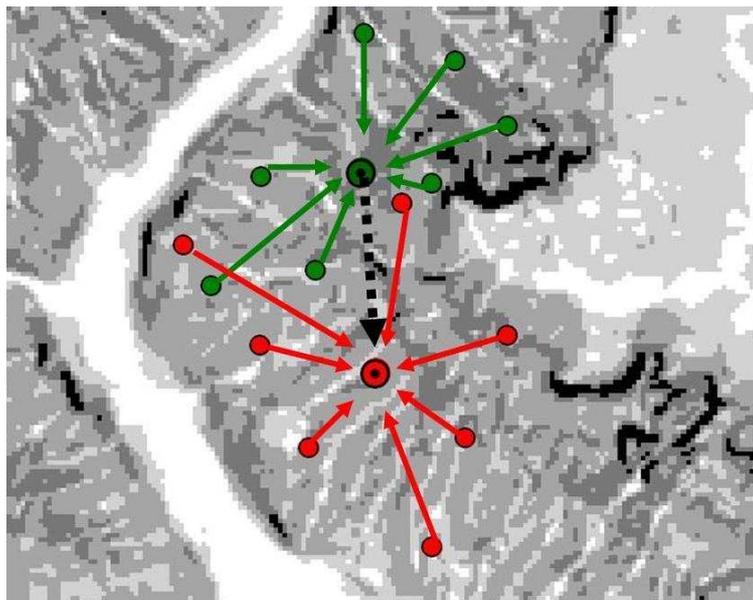
Le fasi di dispersione ed esplorazione spaziale rappresentano sicuramente situazioni particolari, legate alla necessità di adeguarsi ad un luogo non conosciuto. Gli animali però hanno un loro comportamento spaziale in condizioni “normali”, la cui variabilità non dipende da questioni di adattamento ma da esigenze sociali e dall’offerta di risorse dell’ambiente

(Cederlund, 1983; Clarke e Henderson, 1984; Cibien e Sempere, 1989; Welch *et al.*, 1990; Tosi *et al.*, 1996; Von Hardenberg *et al.*, 2000; Borkowski, 2004).

Al fine di individuare la durata della fase di instabilità spaziale post-rilascio sono stati considerati, relativamente al primo anno (maggio 2000 - aprile 2001), i seguenti indici:

1. *indice di dispersione delle localizzazioni* (R^2): calcolato con l'estensione "Animal movement" (Hooge e Etchenlaub, 1997) del software Arcview 3.2.. È calcolato come media delle distanze tra ciascuna localizzazione e la loro media armonica (figura 3.1). In pratica è un indice di ampiezza dello spazio utilizzato in un determinato periodo. Nel nostro caso sono stati calcolati i valori mensili.

Figura 3.1: rappresentazione grafica dell'indice di dispersione delle localizzazioni (freccette colorate verdi e rosse) e della distanza tra i centri di attività (linea tratteggiata nera).



2. *Distanze fra baricentri mensili*: si tratta di un parametro che spesso viene associato alla sovrapposizione degli home range per la stima della fedeltà spaziale (Von Hardenberg *et al.*, 2000; Parrini *et al.*, 2003; Lamberti *et al.*, 2004). Nel nostro caso, questo indice esprimendo non tanto la mobilità all'interno dell'home range quanto l'eventuale cambiamento di aree frequentate, è uno strumento adatto ad integrare i risultati dell'indice di dispersione dei fix per identificare il momento di stabilizzazione. Sono state calcolate distanze tra i baricentri di ogni mese (figura 3.1).

3.2.3 Comportamento post-stabilizzazione

Gli stessi parametri sopra considerati, sempre con scansione mensile, sono stati esaminati anche nel secondo e terzo anno post-rilascio, al fine di individuare l'eventuale esistenza, e i relativi periodi, di fasi di maggiore o minore mobilità così come eventuali comportamenti particolari. A questo riguardo è stata messa in luce, nel caso dei maschi, una situazione abbastanza particolare. Alcuni di loro infatti mostravano una netta separazione rispetto agli altri, indice di un'effettiva diversità di comportamento. Sono perciò stati identificati tre diverse classi di "comportamento": maschi "vaganti", maschi "stabili" e femmine "stabili".

3.2.4 Analisi statistica

Le frequenze dei comportamenti "fuori area" e "entro area", dei maschi e delle femmine, e quelle tra destra e sinistra Brenta, state confrontate con un test esatto di Fischer.

Per verificare se la Valsugana svolge un vero e proprio ruolo di barriera alla dispersione, e più in generale agli spostamenti, si è applicato un test del χ^2 per confrontare la frequenza di soggetti che hanno attraversato la valle con la frequenza attesa in assenza di barriera (ipotizzando che una distribuzione casuale di dispersione avrebbe previsto che, su 24 animali, almeno la metà di loro attraversasse la valle).

Per l'analisi delle distanze di dispersione, dell'indice di dispersione delle localizzazioni, e delle distanze tra i centri di attività sono stati approntati dei modelli di analisi della varianza secondo la procedura PROC MIXED (SAS, 1999). L'effetto animale è sempre stato testato come random. I modelli utilizzati sono i seguenti:

per le distanze di dispersione:

$$y_{ijk} = S_i + D_j + (S*D)_{ij} + AN_{ijk:ij} + e_{ijk}$$

dove:

- ✓ y = distanza di dispersione
- ✓ S = effetto fisso del sesso (i = maschi, femmine)
- ✓ D = effetto fisso del tipo di dispersione (j = fuori area, entro area)
- ✓ $S*D$ = interazione tra sesso e tipo di dispersione
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro sesso e tipo di dispersione)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per l'indice di dispersione dei fix, sia per il primo anno che per il secondo e terzo:

$$R^2_{ijkl} = S_i + D_j + M_k + (S*D*M)_{ijk} + AN_{ijkl:ij} + e_{ijkl}$$

dove:

- ✓ R^2 = indice di dispersione delle localizzazioni
- ✓ S = effetto fisso del sesso (i = maschi, femmine)
- ✓ D = effetto fisso del tipo di dispersione (j = fuori area, entro area)
- ✓ M = effetto fisso del mese (k = mesi da maggio 2000 -1- ad aprile 2003 -36-)
- ✓ $S*D*M$ = interazione tra sesso, tipo di dispersione e mensilità
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro sesso e tipo di dispersione)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per le distanze tra i centri di attività nel primo anno:

$$DB_{ijkl} = M_i + S_j + D_k + (M*S*D)_{ijk} + AN_{ijkl:ijk} + e_{ijkl}$$

dove:

- ✓ DB = distanza tra baricentri
- ✓ M = mese (i = da 1 a 12)
- ✓ S = effetto fisso del sesso (j = maschi, femmine)
- ✓ D = tipo di dispersione (k = "fuori" area, "entro" area)
- ✓ $M*S*D$ = interazione tripla tra sesso, mese e tipo di dispersione
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro sesso e tipo di dispersione)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per le distanze tra i centri di attività del secondo e terzo anno è stato inserito l'effetto del "tipo di comportamento" che come visto in precedenza tiene conto anche del sesso degli animali, in più non è stato inserito l'effetto del "tipo di dispersione", che ha più senso se considerato nello studio della mobilità per la scelta dell'area di insediamento. Il modello usato è il seguente:

$$DB_{ijk} = M_i + C_j + (M*C)_{ij} + AN_{ijk:j} e_{ijk}$$

dove:

- ✓ DB = distanza tra baricentri

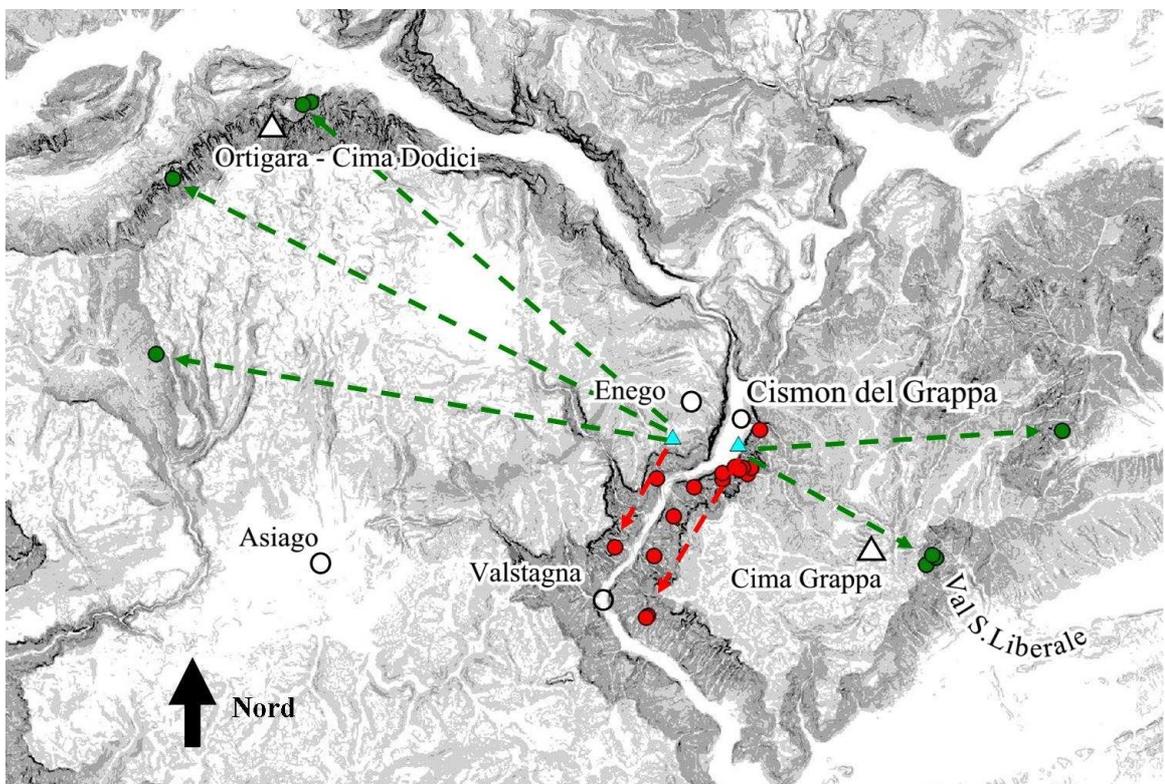
- ✓ M = mese (i = da 13 a 34. Non sono stati considerati i mesi di marzo e aprile del terzo anno perché i radiocollari di alcuni maschi hanno smesso di funzionare e quindi non sarebbe stato possibile fare dei confronti tra i mesi 35 e 36)
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (solo nel caso dei maschi; j = stabile, vagante)
- ✓ M*C = interazione tra comportamento e mese
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento)
- ✓ e = errore di ogni osservazione
- ✓

3.3 Risultati

3.3.1 Dispersione

Nessuno degli animali liberati ha tentato di attraversare la Valsugana durante le fase di dispersione, e la significatività del test χ^2 è risultata molto alta ($\chi^2 = 23$; $P < 0.001$).

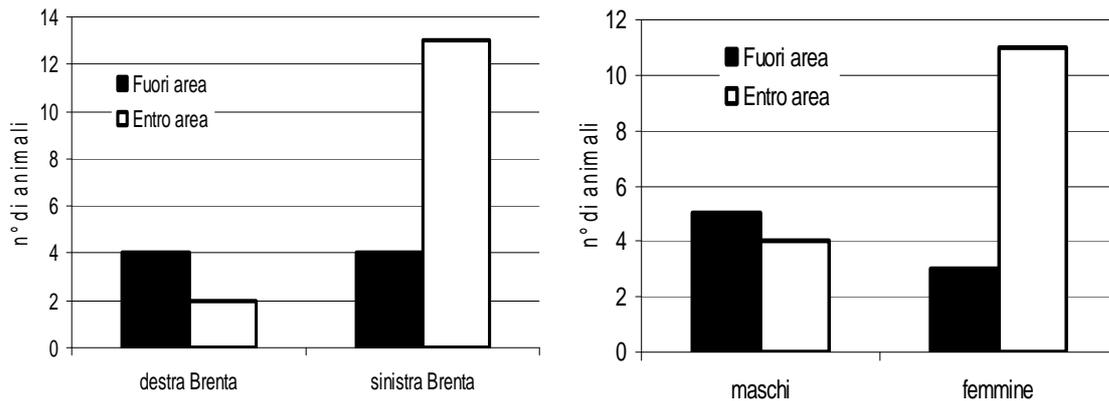
Figura 3.3: esempi di animali “fuori” area (pallini verdi) e “entro” area (pallini rossi). I siti di rilascio sono indicati dai triangoli azzurri. Le frecce indicano la distanza lineare di dispersione e la direzione rispetto al nord.



Nella destra orografica della Valsugana, di 6 animali ben 4 hanno deciso di allontanarsi dall'area di rilascio e solo 2 femmine hanno scelto di stabilirvisi in modo permanente (figura

3.4). Tra gli individui rilasciate nella sinistra orografica, invece, 13 si sono mantenuti nell'area e solo 4 si sono spostati (nel versante orientale del Monte Grappa, in Val San Liberale). Il confronto della frequenza del comportamento di dispersione “fuori” e “entro” area tra zone di rilascio (test di Fischer) ha dato risultati al limite della significatività ($\dagger P = 0.08$).

Figura 3.4: distribuzione per sesso e tipo di dispersione (a sinistra) e per zona e tipo di dispersione (a destra) degli animali collarati.



La tendenza all'allontanamento sembra essere influenzata, anche se in modo non molto marcato, dal sesso. Su un totale di 9 maschi, 5 sono classificabili “fuori area” e 4 “entro area”. Per quanto concerne le femmine, invece, 11 su 14 sono rimaste “entro area”. Anche in questo caso il test di Fischer mette in luce differenze al limite della significatività ($\dagger P = 0.08$). Le distanze di dispersione sono risultate significativamente maggiori per i soggetti, sia maschi che femmine, che si sono spostati fuori area (tabella 3.3 e figura 3.5). Il sesso non ha influito, né come fattore principale né in interazione con il tipo di dispersione, sulla distanza percorsa.

Figura 3.5.: effetto del sesso e del “tipo di dispersione” sulle distanze medie di dispersione dal sito di rilascio (LS means).

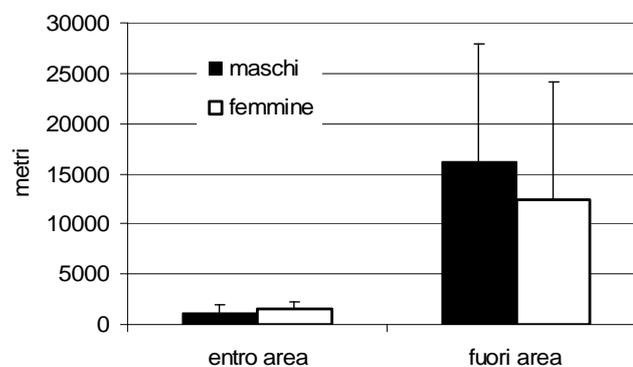


Tabella 3.3: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per le distanze di dispersione (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Sesso	1	0.01	n.s.
Tipo di dispersione	1	41.17	***
Sesso*tipo di dispersione	1	0.68	n.s.

In media gli animali “fuori area” mostrano distanze medie di dispersione superiori ai 16 km nel caso dei maschi e ai 12 km nel caso delle femmine, mentre gli animali “entro area” si sono stabilizzati ad una distanza poco superiore al chilometro dal sito di rilascio (figura 3.5).

3.3.2 Esplorazione dello spazio e stabilizzazione

Primo anno post-rilascio

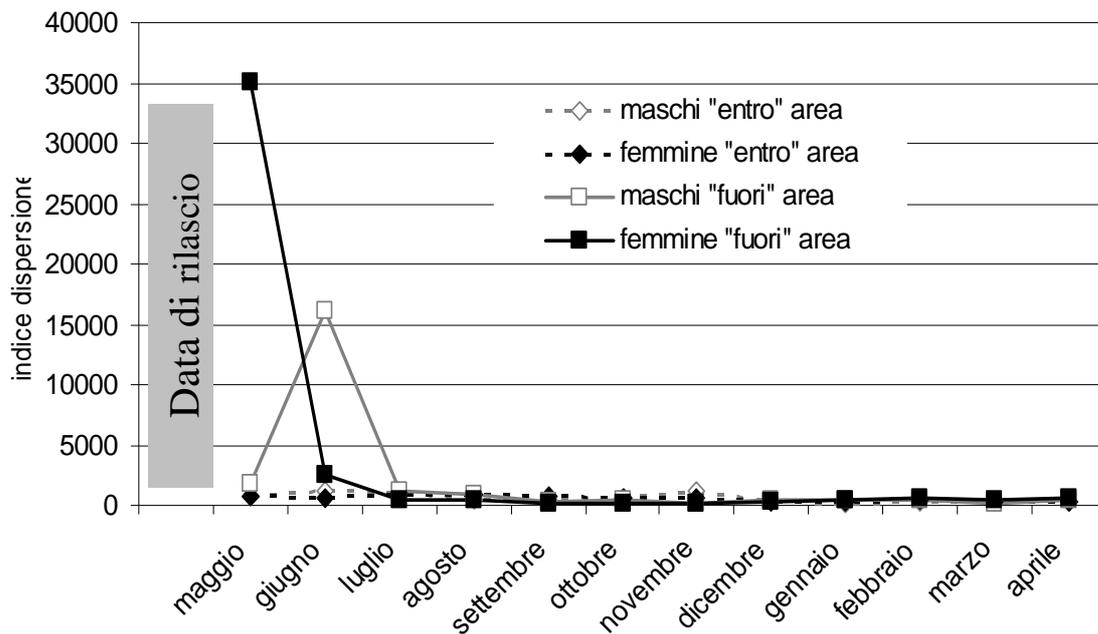
Tabella 3.4: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per l'indice di dispersione delle localizzazioni nel primo anno di studio (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Sesso	1	0.01	n.s.
Mese	11	7,25	***
Tipo di dispersione	1	0,28	n.s.
Sesso*mese*tipo di dispersione	34	2,17	***

L'analisi della varianza (tabella 3.4) indica che gli effetti che incidono in maniera significativa sulla mobilità (descritta con l'indice di dispersione dei fix) sono quelli del mese e della sua interazione tripla con il sesso e il tipo di dispersione.

Il conseguente andamento dell'indice di dispersione mensile è rappresentato in figura 3.6. Gli animali che si sono allontanati dai versanti della Valsugana sono anche quelli che presentano una maggiore mobilità, che si riduce comunque ai livelli di quella dei soggetti “entro area” a partire dal mese di luglio. I tempi di inizio esplorazione e quelli di stabilizzazione sono inoltre diversi nei due sessi. Le femmine mostrano da subito dopo la liberazione un forte comportamento esplorativo, che si esaurisce però già a giugno, mentre i maschi aumentano la loro mobilità solo dopo il primo mese e raggiungono la stabilità a luglio. In ogni caso, in entrambi i sessi, la fase di esplorazione non è durata più di un mese.

Figura 3.6: indice di dispersione mensile (diviso per 1000) dei camosci liberati distinti per sesso e per tipo di dispersione (LS means). I dati presentati sono relativi al primo anno di monitoraggio a partire dalla data di rilascio.

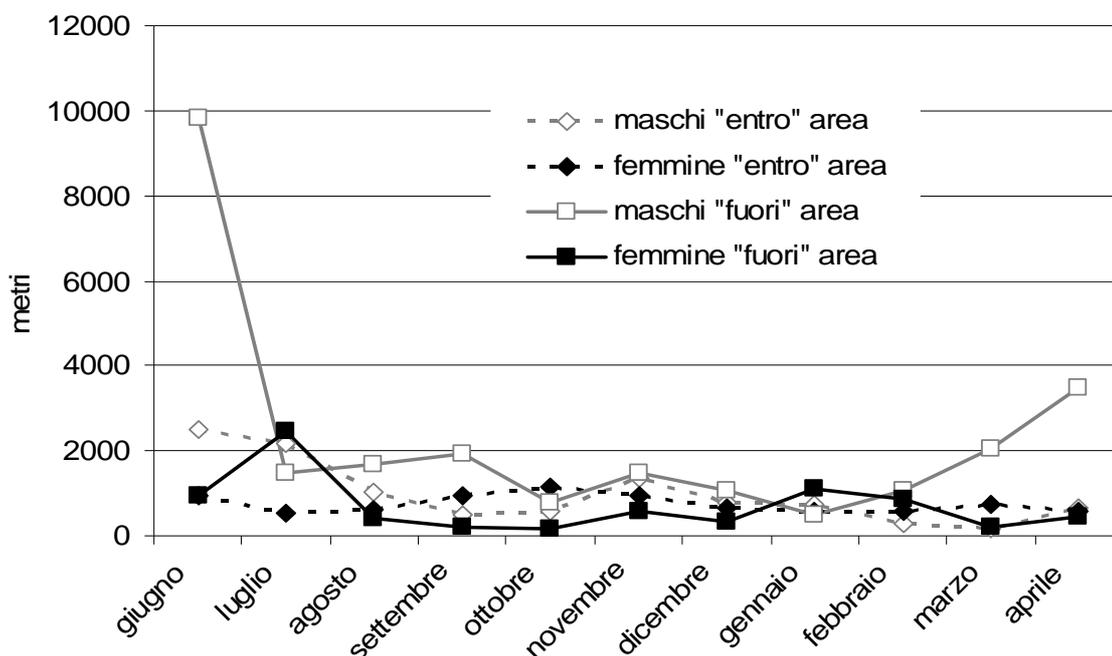


Per quanto riguarda le distanze tra i centri di attività mensili, i risultati dell'analisi statistica sono riportati in tabella 3.5. Sesso, mese e interazione tripla con il tipo di dispersione hanno effetto significativo. I maschi che hanno abbandonato il luogo di liberazione hanno spostato il loro centro di attività, tra maggio e giugno, di quasi 10 km (figura 3.7). Valori molto più contenuti si registrano per i maschi "entro" area e per le femmine. A partire da luglio-agosto tutti gli animali sembrano aver raggiunto la stabilità e nei mesi successivi non si verificano spostamenti dei centri di attività superiori ai 2 km. Solo in corrispondenza dei mesi di marzo e aprile si assiste ad un incremento dei valori per i maschi "fuori" area che sfiorano i 4 km.

Tabella 3.5: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la distanza dei baricentri mensili nel primo anno di studio (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Sesso	1	6.97	*
Mense	10	3.31	***
Tipo di dispersione	1	0.78	n.s.
Sesso*mese*tipo di dispersione	31	2.14	***

Figura 3.7: distanza tra baricentri mensili (LS means) distinti per sesso e per tipo di ldispersione. I dati presentati sono relativi al primo anno di monitoraggio a partire dalla data di rilascio.



3.3.3 Comportamento post-stabilizzazione

Secondo e terzo anno

Anche nel secondo e nel terzo anno di studio la mobilità degli animali sul territorio è significativamente influenzata del mese e dall'interazione tripla con il sesso e il tipo di dispersione (tabella 3.6).

Tabella 3.6: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per l'indice di dispersione delle localizzazioni nel secondo e terzo anno di studio (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Sesso	1	2,44	n.s.
Mese	23	3,07	***
Tipo di dispersione	1	0,39	n.s.
Sesso*mese*tipo di dispersione	70	1,43	*

La figura 3.8 delinea una situazione molto più regolare per le femmine, con alcuni picchi di mobilità nei mesi di aprile del secondo anno e dicembre del terzo. Un trend più irregolare si presenta invece per i maschi, in modo particolare per quelli "fuori area" che, in alcuni casi, superano nettamente i valori visti per le femmine. In ogni caso, è importante sottolineare che

tutti questi valori rimangono entro il range di variazione di quelli registrati per il primo anno a partire da luglio, cioè dopo la stabilizzazione.

Figura 3.8.: indice di dispersione mensile (diviso per 1000) dei camosci liberati distinti per sesso e per tipo di dispersione (LS means). I dati presentati sono relativi al secondo e al terzo anno di monitoraggio.

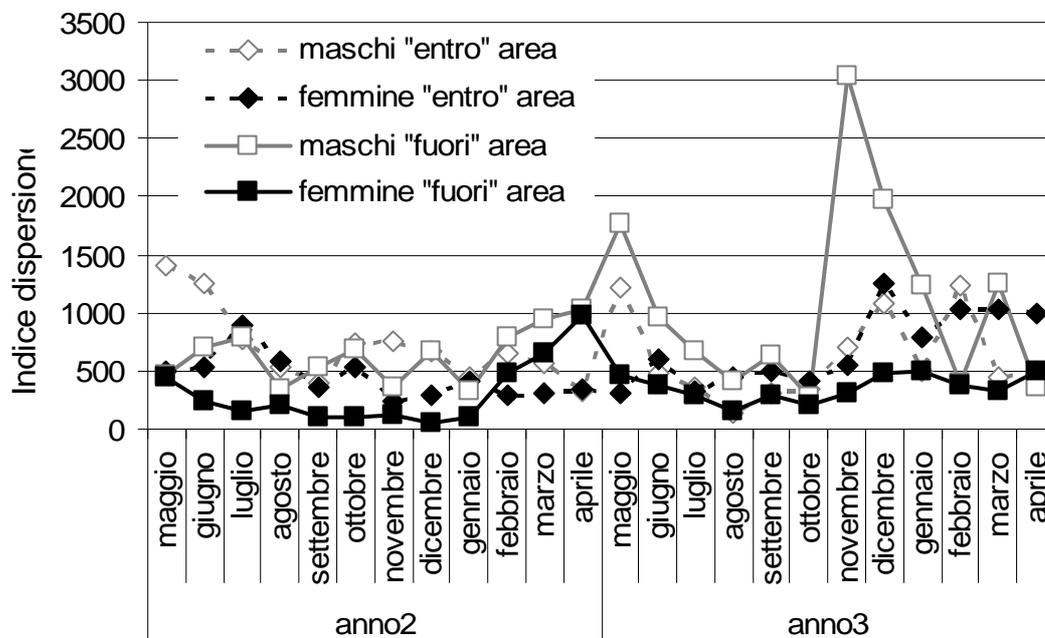
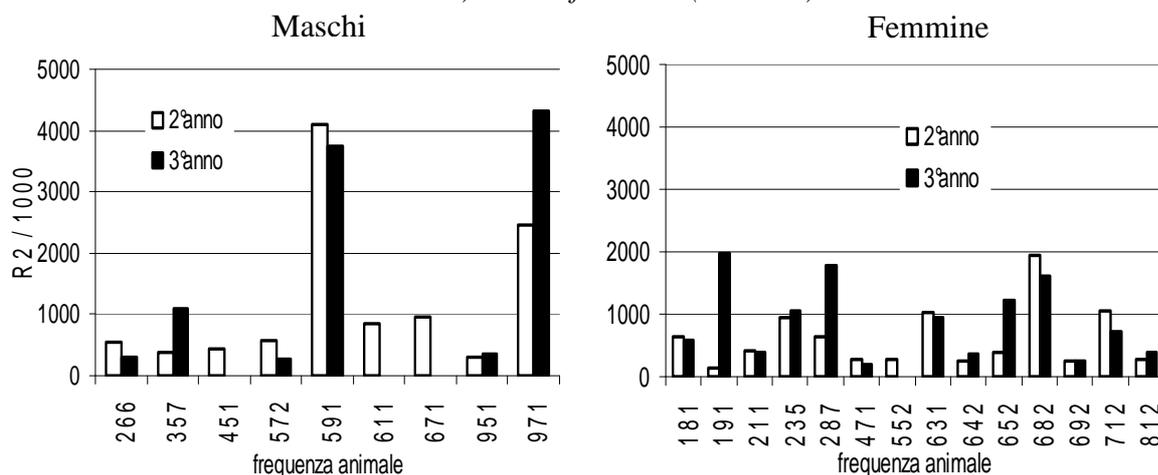


Figura 3.9: valori medi annuali individuali dell'indice di dispersione nei maschi (a sinistra) e nelle femmine (a destra).



Le medie annuali individuali dell'indice di dispersione permettono di compiere un'analisi "entro sesso" del grado di mobilità. Fra i maschi (figura 3.9), due animali (il 591 e il 971) mostrano spostamenti decisamente ampi sia nel secondo che nel terzo anno, che erano nettamente superiori e rispetto a quelli degli altri animali e li distinguevano come un gruppo a parte. Nelle femmine la situazione è diversa (figura 3.9). La distribuzione delle frequenze

dell'indice è molto più omogenea e non è possibile distinguere gruppi di femmine in base all'entità degli spostamenti anche se in qualche animale il comportamento varia abbastanza da un anno all'altro. In generale i valori dell'indice sono simili a quelli dei maschi più stabili, e anche nel caso delle femmine più instabili, l' R^2 è più o meno la metà di quello dei maschi più mobili.

Sulla base di questi risultati, per la successiva analisi delle distanze dei centri di attività si sono pertanto adottate le seguenti classi di comportamento: femmine (stabili), maschi “stabili”, maschi “vaganti” (i soggetti 591 e 971).

L'analisi della varianza delle distanze tra i centri di attività nel secondo e nel terzo anno indica che ci sono differenze significative nelle varie mensilità e nelle diverse classi di comportamento (tabella 3.7).

*Tabella 3.7: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la distanza dei baricentri mensili nel secondo e terzo anno di studio (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).*

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Mese	21	1.65	*
Tipo di comportamento	2	12.05	***
Mese*tipo di comportamento	42	1.20	n.s.

Femmine e maschi “stabili” non mostrano variazioni rilevanti nello spostamento del loro centro di attività mensile (figura 3.10). A tal proposito non solo non si notano differenze tra il secondo e il terzo anno ma, anche all'interno di ciascun anno, non emergono variazioni importanti tra mesi. In pratica sembra che non ci sia nessun effetto, anche stagionale, che possa spingere questi animali ad allontanarsi periodicamente dalla zona dove hanno deciso di vivere. Per entrambe le categorie i valori massimi di distanza si aggirano attorno al km.

Molto più particolare il comportamento dei maschi definiti “vaganti”. Questi animali risultano molto mobili sul territorio denotando non solo, come si è visto, un elevato indice di dispersione dei fix, ma anche una tendenza a spostare di molto, nei diversi mesi, il baricentro attorno cui ruota questa dispersione. I loro valori di distanza tra i baricentri sono praticamente sempre più alti di quelli delle altre due categorie, superando in alcuni casi i 4-5 km (interazione mensilità*tipo di comportamento non significativa). Inoltre, la tendenza allo spostamento non è casuale ma segue un andamento periodico, con alti picchi di distanza percorsa soprattutto nei mesi primaverili e invernali. Questi picchi si ripetono in maniera

evidente nei due anni, con un'alta correlazione tra mesi di anni diversi ($r = 0.71$; $P < 0.05$) (figure 3.11 e 3.12).

Figura 3.10: distanze medie tra i centri di attività mensili di anni diversi (LS means).

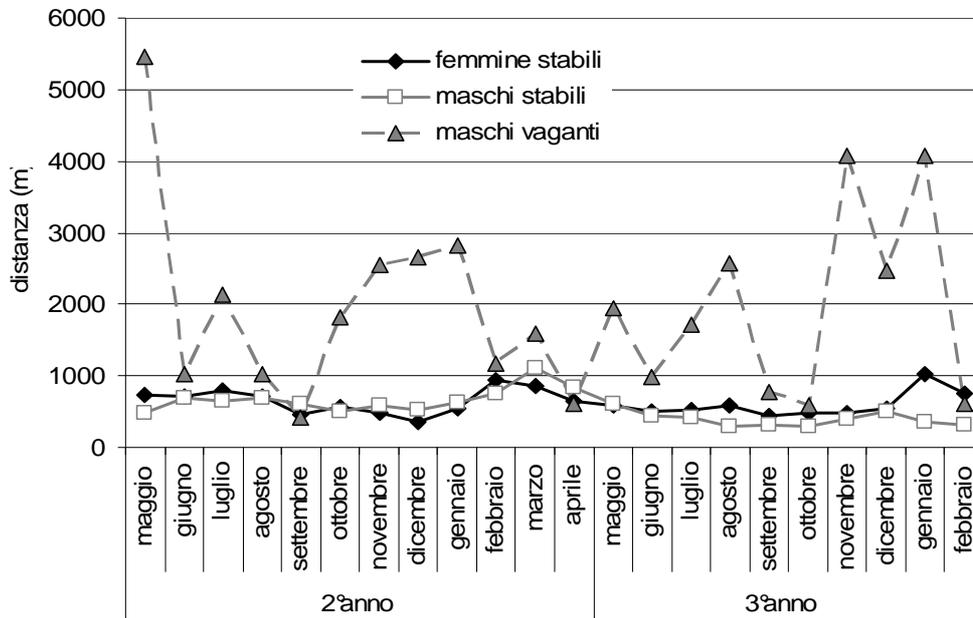


Figura 3.11: confronto tra secondo e terzo anno degli spostamenti dei baricentri di attività dei maschi "vaganti".

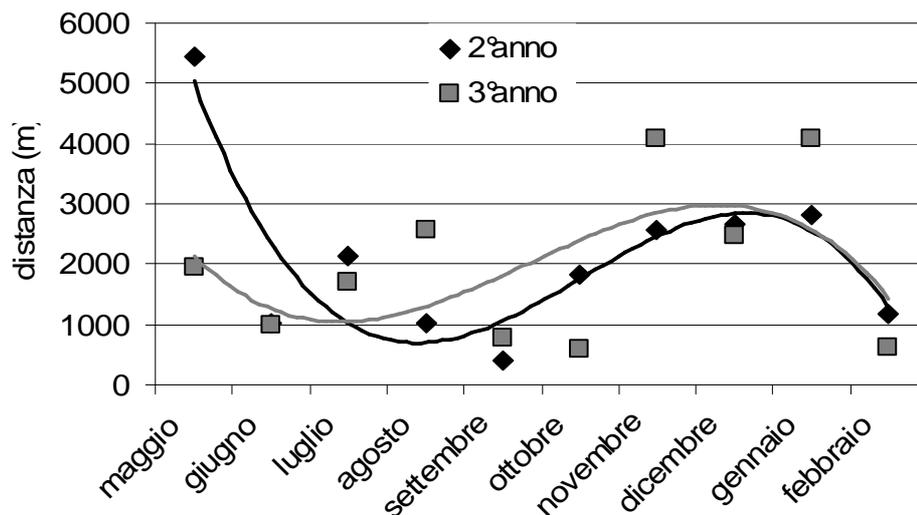
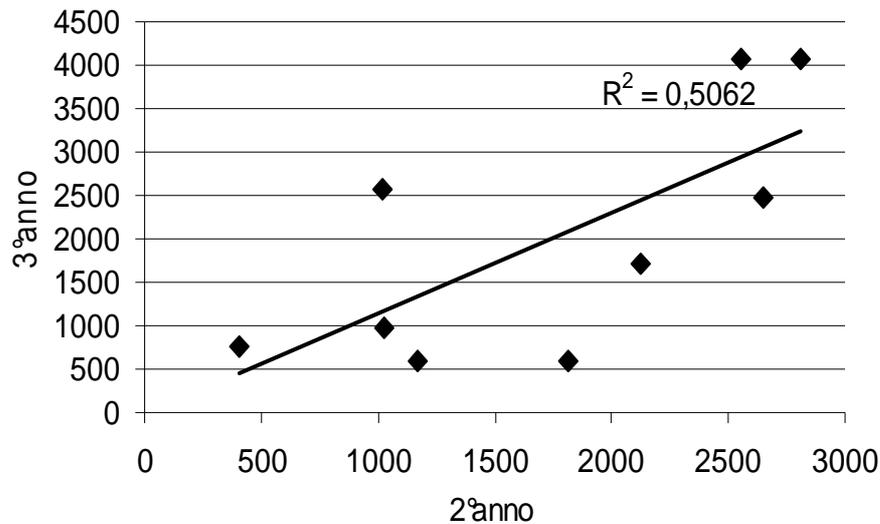


Figura 3.12: correlazione tra le distanze dei centri di attività del secondo e terzo anno dei maschi “vaganti”.



3.4 Discussione

Come era prevedibile, in seguito al rilascio in un ambiente sconosciuto si è assistito ad un fenomeno di marcata esplorazione che, nel caso di alcuni individui, ha portato all'allontanamento definitivo dal luogo di liberazione. Le vie di dispersione non hanno però mai previsto l'attraversamento della Valsugana anche se, in alcuni casi, questo avrebbe permesso di raggiungere aree idonee più vicine rispetto a quelle poi effettivamente occupate (ad esempio passando dalla destra alla sinistra orografica invece di aggirare tutto l'altopiano dei Sette Comuni). Nonostante la presenza del fiume e della superstrada, l'attraversamento da parte degli animali sarebbe sicuramente possibile in vari punti, dove l'acqua è poco profonda e/o la strada corre su piloni sopraelevati. Inoltre, è certo, grazie ad osservazioni dirette, che gli animali liberati si spingevano anche a quote molto basse in prossimità del greto del fiume e a breve distanza dagli abitati e dalle aree coltivate. La Valsugana, quindi, è stata una vera e propria barriera ai processi di dispersione ed esplorazione.

I fenomeni di dispersione “fuori area”, cioè di abbandono del versante di liberazione, sono stati particolarmente evidenti nella destra orografica rispetto alla sinistra. Alla luce delle conoscenze attuali, non è possibile interpretare con esattezza le cause di questo comportamento, ma si possono comunque fornire alcune ipotesi. La prima riguarda la morfologia dell'area di liberazione nella destra orografia, dove lo sviluppo superficiale del versante, considerato importante per l'idoneità ambientale della specie (Tosi *et al.*, 1996; Ramanzin, 2001; Mustoni *et al.*, 2002), è piuttosto scarso, data la presenza di pareti quasi

verticali e uniformi, scarsamente interrotte da cenge e vallecole. Resta però il fatto che la possibilità di stabilizzarsi in aree vocazionalmente migliori vicine al luogo di rilascio, e nelle quali tra l'altro era già stata accertata la presenza della specie (ad esempio la Val Gadena figura 3.12), è stata scartata dagli animali.

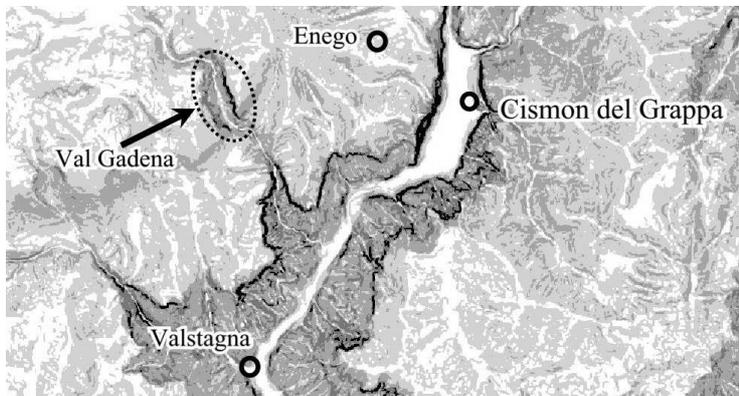


Figura 3.12: localizzazione dell'alta val Gadena nella destra orografica, area vocazionalmente idonea ma non occupata dagli animali.

Una seconda ipotesi è che la lunga dispersione sia dovuta al tentativo di raggiungere nuclei di camoscio di una certa consistenza e/o la ricerca di un ambiente meno dissimile a quello (alpino) di cattura. Le caratteristiche climatico-morfologiche delle aree raggiunte e la presenza ivi accertata di nuclei stabili di una certa consistenza supportano anche questa ipotesi.

Per quanto riguarda la sinistra orografica della Valsugana, dove la dispersione è stata molto meno frequente, la conformazione dei versanti è molto diversa, con un fitto e continuo alternarsi di piccole valli che aumentano la superficie disponibile e soprattutto creano una notevole variabilità di condizioni di esposizione e microclimatiche. Inoltre, non erano presenti nel massiccio del Grappa, al momento del rilascio, nuclei consistenti di camoscio e, anche se il nostro progetto è stato accompagnato da altri rilasci attuati dalla provincia di Belluno e Treviso (Sommavilla G., comunicazione personale), le densità erano comunque molto basse e la popolazione dispersa.. E' probabilmente per questi fattori che la permanenza lungo i versanti della sinistra orografica della Valsugana è stata ritenuta più conveniente della dispersione verso altre aree del Grappa, e che solo pochi animali hanno optato quest'ultima strategia.

I maschi si sono spostati "fuori area" più frequentemente delle femmine. Anche altri studi confermano che la tendenza alla dispersione è maggiore nei maschi rispetto alle femmine (Levet *et al.*, 1995), tuttavia questa differenza è meno sentita nel caso di liberazione in un luogo non conosciuto, poiché la ricerca di un'area idonea dove insediarsi è una priorità per entrambi i sessi. Ne consegue che neppure le distanze di dispersione sono influenzate dal sesso, e che

l'unica possibile distinzione è stata quella tra animali che hanno lasciato la Valsugana e animali che vi sono rimasti. Lo stesso tipo di risultati sono stati ottenuti sul monte Baldo (VR) da Tosi *et al.* (1996), con maschi e femmine che hanno mostrato analoghe capacità di dispersione durante la fase esplorativa e distanze percorse del tutto simili. Inoltre, sempre nella reintroduzione sul Baldo, i maschi hanno incrementato gradualmente la loro mobilità, mentre le femmine sono state più repentine e hanno terminato prima la fase esplorativa. È esattamente quello che si è verificato in Valbrenta, come si può dedurre dal trend dell'indice di dispersione dei fix, con i maschi che sembrano “sfasati” di circa un mese rispetto alle femmine, e da quello delle distanze tra i centri di attività mensili, che sono simili (e “stabili”) già nei primi mesi. D'altronde le femmine sono in parte vincolate dalla stagione dei parti (maggio-giugno) e dall'allevamento dei piccoli, per cui hanno la necessità di trovare rapidamente un'area di insediamento e tendono a rischiare meno dei maschi che, invece, non hanno nessun tipo di vincolo da questo punto di vista.

Rispetto ad altri progetti di immissione di camoscio la stabilizzazione sembra però avvenuta in più rapidamente. Sul Monte Baldo (Tosi *et al.*, 1996) gli animali hanno mostrato una forte instabilità per circa due mesi, anche se, come sottolineano gli autori, fenomeni particolari di comportamento spaziale sono perdurati per 4-6 mesi nel caso delle femmine e 14-16 mesi nel caso dei maschi. A questo proposito non bisogna dimenticare che il “Progetto Valsugana” è di fatto un restocking e che quindi la presenza di altri camosci autoctoni potrebbe avere favorito una più rapida scelta delle aree di stabilizzazione. Inoltre sul Monte Baldo (Tosi *et al.*, 1996) la distribuzione spaziale dell'offerta alimentare e delle zone rifugio è molto eterogenea, contrariamente alla Valbrenta (come verrà indicato dall'analisi degli home range nel prossimo contributo), e anche questo potrebbe aver contribuito a far allungare i tempi per la scelta delle aree migliori.

Piuttosto singolare, e completamente diverso da quello da noi osservato, è invece il comportamento tenuto da un nucleo di camoscio pirenaico (*Rupicapra pirenaica*) nel massiccio della Grande Chartreuse (Michallet e Toigo, 2000). Gli animali, dopo aver trascorso i primi 3 mesi senza effettuare grandi spostamenti, hanno dato il via alla fase di dispersione, e alcuni di essi, soprattutto maschi adulti, sono ritornati nel luogo di cattura. In questo caso tuttavia gli animali, liberati nel mese di aprile, erano stati tenuti in recinto per un periodo di adattamento al fine di ridurre i fenomeni di allontanamento dall'area di immissione, e l'area di cattura era situata nel versante opposto dello stesso massiccio dove viveva la popolazione “donatrice”. In ogni caso, questo esempio dimostra che la fase di

esplorazione spaziale può aver luogo con tempi e modalità diverse ma di norma è presente in qualsiasi intervento di immissione.

Terminata la fase esplorativa le differenze di comportamento spaziale osservate sono riconducibili al particolare atteggiamento di due maschi, i quali mostrano per tutto il periodo di studio un'erratismo piuttosto marcato. La maggiore mobilità dei questi maschi "vaganti" si risolve con un andamento altalenante delle distanze tra i centri di attività che, al contrario di quanto avviene per femmine e maschi "stabili", mostra un chiaro trend stagionale. L'elevata mobilità nei mesi di maggio e giugno cade proprio in corrispondenza della stagione tipica delle attività esplorative e di dispersione di molte specie (Cederlund *et al.*, 1987; Kucera, 1992; Mysterhud, 1999). È inoltre noto che in alcuni casi i maschi giovani possono vagare molto prima di trovare un home range stabile in cui insediarsi definitivamente (Hamr, 1984).

Nel periodo invernale, invece, lo spostamento dei centri di attività si sovrappone alla stagione degli amori e potrebbe quindi dipendere da una particolare strategia riproduttiva. Diversità di comportamento, a questo riguardo, possono essere normali in un'area come la Valbrenta in cui le densità per la specie sono molto basse e le condizioni trofiche e climatiche invernali non sono limitanti. È possibile che i maschi "vaganti", in una situazione in cui i gruppi femminili sono molto dispersi, ritengano più conveniente spostarsi molto alla ricerca delle femmine, piuttosto che mantenersi in un'area ristretta. È noto d'altronde che difendere un territorio o controllare un gruppo di femmine sono entrambe strategie messe in atto da questa specie animale (Kramer, 1969; Tosi *et al.*, 1996; Von Hardenberg *et al.*, 2000) e che le strategie riproduttive negli ungulati selvatici sono legate alla distribuzione, alla dimensione e alla stabilità dei gruppi femminili (Clutton-Brock, 1989; Clutton-Brock *et al.*, 1993).

3.5 Conclusioni

Questo studio fornisce una serie di indicazioni molto utili, considerando anche il confronto con le scarse notizie disponibili, sui possibili comportamenti post-rilascio di soggetti di camoscio.

In sintesi, possiamo concludere che una fase di instabilità post rilascio, sia nelle immissioni a scopo di reintroduzione che in quelle a scopo di restocking, è sempre presente. Il rischio di una maggiore tendenza alla dispersione elevata o di una prolungata instabilità è comunque maggiore per i maschi rispetto alle femmine, anche se le distanze percorse dalle femmine possono essere comparabili a quelle dei maschi.

La tendenza alla dispersione appare legata a due fattori: l'idoneità ambientale dell'area di rilascio, rispetto ad altre aree raggiungibili dagli animali, e la presenza locale o in aree limitrofe di nuclei, anche non molto numerosi, della specie. I nostri risultati, e l'insieme di quelli disponibili in bibliografia, suggeriscono infatti che gli animali tendono ad insediarsi in aree di elevata vocazionalità e/o già frequentate dalla specie. Il rischio di una dispersione dal sito di rilascio può quindi essere valutato a priori tenendo conto della distribuzione territoriale di questi due elementi. Secondo quanto emerso dal presente lavoro, inoltre, la preesistenza di nuclei della stessa specie tenderebbe ad accelerare la fase di stabilizzazione degli animali liberati.

Il lavoro ha anche confermato che le profonde incisioni vallive e i fondovalle antropizzati costituiscono delle barriere al movimento degli animali. Questa informazione è importante non solo per la progettazione di interventi di immissione della specie, ma anche per valutare la connettività tra aree diverse e definire aree di gestione. A questo riguardo, ulteriori approfondimenti saranno forniti nel 3° contributo.

A stabilizzazione avvenuta, la mobilità degli animali non risente delle scelte di dispersione, ma appare piuttosto legata ad esigenze ecologiche e alle condizioni climatiche e trofiche delle aree scelte. Il comportamento delle femmine, favorito probabilmente anche dalla mancanza nell'area di fattori ambientali limitanti, si è improntato su una certa stabilità e appare quindi abbastanza prevedibile. Diverso è il caso dei maschi, che nella maggior parte degli individui hanno adottato un modello comportamentale simile a quello delle femmine, ma in alcuni hanno mantenuto una forte instabilità stagionale. La ripetibilità negli anni di questo comportamento indica che è una precisa scelta, le cui motivazioni, che però possono essere solo espresse come ipotesi di ricerca, sembrerebbero legate ad una strategia riproduttiva collegata alla densità molto bassa e alla dispersione dei gruppi femminili. Rimane in ogni caso confermata la minore prevedibilità del comportamento spaziale maschile rispetto a quello femminile.

Dal punto di vista gestionale, i nostri risultati confermano infine l'importanza di un attento monitoraggio post-rilascio. Questo dovrebbe essere basato su tecniche radio-telemetriche per localizzare con sicurezza e il più frequentemente possibile i soggetti liberati (l'idea di localizzare gli animali almeno una volta al giorno nel primo mese si è dimostrata indovinata, ma se fosse stata prolungata fino alla fine della fase di instabilità di tutti gli animali avrebbe fornito indicazioni ancora più precise) per i primi mesi dopo il rilascio, e andrebbe mantenuto, pur se con ritmi meno intensi, anche nei primi anni successivi. Solo in questo modo è possibile individuare tempestivamente gli animali in dispersione (oltre agli eventuali decessi e

alle loro cause) e soprattutto descrivere le variazioni del loro comportamento in relazione ai diversi fattori ecologici dell'area utilizzata.

.

2° Contributo

4. Home range e uso dello spazio del camoscio in Valsugana

4.1 Premessa

Lo spazio rappresenta una risorsa essenziale per le popolazioni animali e diverse sono le strategie per l'ottimizzazione del suo utilizzo (Tosi *et al.*, 1996). Lo studio del comportamento spaziale si incentra fondamentalmente sull'analisi dell'home range (HR), che Burt (1943) definisce come l'area vitale all'interno della quale gli animali svolgono le loro attività di ricerca del cibo, accoppiamento, allevamento della prole.

Diversi autori (Cederlund, 1983; Clarke e Henderson, 1984; Cibien e Sempere, 1989; Welch *et al.*, 1990; Tosi *et al.*, 1996; Von Hardenberg *et al.*, 2000; Borkowski, 2004) evidenziano come le caratteristiche dell'home range, negli ungulati selvatici, variano in funzione di alcuni fattori basilari quali la ricerca di alimento, di zone di rifugio, di partner riproduttivi. La disponibilità di queste risorse, vincolata alle caratteristiche dell'ambiente nonché alla densità di popolazione, muta negli anni e nelle stagioni provocando variazioni spesso significative di dimensioni dell'home range e della fedeltà spaziale. Altri fattori di frequente incidenza sono il sesso, l'età, lo stato riproduttivo degli animali (Tosi *et al.*, 1996 ??? altri) che condizionano il "bisogno" di ciascun individuo nei riguardi delle risorse disponibili.

L'uso dello spazio è ampiamente documentato per molte specie di cervidi europei come il capriolo *Capreolus capreolus* (Bideau *et al.*, 1983; Bjar *et al.*, 1991; Lamberti *et al.*, 2004; Said *et al.*, 2005; Ramanzin *et al.*, 2007), il cervo *Cervus elaphus* (Tiersen *et al.*, 1985; Carranza *et al.*, 1991; Bertrand *et al.*, 1996) o l'alce *Alces alces* (Kearney e Gilbert, 1976; Sweanor e Sandegren, 1989).

Nel caso del camoscio, un bovide tipico di ambienti montani, le conoscenze sono sicuramente più limitate e riguardano soprattutto gli ambienti alpini (Clarke e Henderson, 1984; Hamr, 1984, 1985; Von Hardenberg *et al.*, 2000; Michallet e Toigo, 2000; Boschi e Nievergelt, 2003), mentre per quanto riguarda l'ambiente prealpino si sa pochissimo (Tosi *et al.*, 1996).

Lo scopo di questo contributo è fornire un quadro generale sul comportamento spaziale degli animali rilasciati in Valsugana con riferimento particolare alle dimensioni degli home range, alla loro variabilità e alla fedeltà nel tempo.

Nello specifico ci si occuperà di:

- ✓ studiare la variabilità delle dimensioni degli home range a diverse scale temporali:
 - annuali; per ricavare informazioni sulle necessità complessive degli animali, valutare le differenze tra i diversi tipi di comportamento (animali “stabili” e “vaganti”), e rafforzare le teorie formulate sull’effetto dei processi di adattamento;
 - trimestrali; per comprendere come varia l’uso del territorio in base alle diverse esigenze ambientali e biologiche nelle diverse stagioni;

- ✓ valutare la fedeltà dei camosci alle aree occupate negli anni e nelle diverse stagioni, attraverso le sovrapposizioni tra home range annuali e tra trimestrali. In quest’ultimo caso sono state studiate le sovrapposizioni tra trimestri successivi nei tre anni e quelle tra gli stessi quadrimestri di anni diversi;

4.2 Materiali e metodi

4.2.1 Metodi di calcolo dell’home range

La scelta del metodo di calcolo dell’home range (HR) è un aspetto molto importante in questo tipo di studi. È possibile infatti ottenere risultati anche molto diversi, pur lavorando sullo stesso set di dati, utilizzando un metodo piuttosto di un altro (Kenward, 1987). In questo lavoro gli home range sono stati stimati con i due metodi più diffusi, il minimo poligono convesso (MCP), che è molto utilizzato in quanto semplice e robusto e perchè permette comparazioni tra studi nonostante possa inglobare, per la sua forma geometrica rigida, aree non utilizzate, e il Kernel, che è utilizzato per la sua capacità di adattare la “forma” dell’home range alla distribuzione delle localizzazioni e di calcolare sottoaree a diversa densità di utilizzo (Kenward, 1987).

Tutti gli home range sono stati calcolati con il software Ranges VI© (Kenward *et al.*, 2003) escludendo il 5% delle localizzazioni più distanti dalla media armonica dei fix (Borger *et al.*, 2006). Questo tipo di selezione in genere è utilizzata per eliminare quei fix che non

rientrano in comportamenti abitudinari dell'animale e che potrebbero portare ad una sovrastima dell'area occupata.

4.2.2 home range annuali e stagionali

Dal punto di vista temporale sono stati calcolati home range annuali e home range trimestrali.

- ✓ *Home range annuali*: definiscono l'area necessaria all'animale durante tutto l'anno, includendo quindi tutte le fasi del ciclo fisiologico e comportamentale. Inoltre, se si considerano tutti gli animali, forniscono indicazioni sulla distribuzione nell'intera area di studio. Nel nostro caso non si è fatto riferimento all'anno solare ma ad un anno "biologico", con partenza al 1 maggio e fine al 30 aprile. Poiché la maggior parte degli animali è stata liberata alla fine del mese di aprile 2000, le localizzazioni relative a questo mese sono state incluse nel mese di maggio del primo anno. In totale sono stati calcolati 67 home range annuali, 25 per i maschi e 42 per le femmine (tabella 4.1)

Home range stagionali: sono stati distinti quattro periodi: maggio-luglio (estate), agosto-ottobre (autunno), novembre-gennaio (inverno), e febbraio-aprile (primavera). Queste stagioni sono state individuate sulla base delle principali esigenze fisiologiche comportamentali della specie: il periodo maggio-luglio comprende la fase dei parti e quella iniziale dell'allevamento dei piccoli, quello agosto-ottobre il periodo di estivazione, quello novembre-gennaio la stagione degli amori e l'inizio dell'inverno, mentre l'ultimo, da febbraio ad aprile, copre la fase cruciale dello svernamento fino all'inizio della primavera. Inoltre, in base a quanto visto a proposito della mobilità degli animali, esiste una corrispondenza tra le stagioni scelte e l'andamento dei parametri di dispersione delle localizzazioni e quello delle distanze tra i centri di attività mensili (in quest'ultimo caso per gli animali vaganti).

- ✓ Per stimare un home range sufficientemente rappresentativo è necessario disporre di un numero adeguato di localizzazioni: di solito la stima delle dimensioni dell'home range aumenta con l'aumentare delle localizzazioni utilizzate, fino a raggiungere un asintoto quando, appunto, il numero di localizzazioni è adeguato. Nel nostro caso, per il calcolo di home range trimestrali è stato possibile lavorare con un minimo di 20-24 localizzazioni ed un massimo di 30-36. La verifica dell'adeguatezza di tali numeri è stata eseguita plottando gli incrementi di area rispetto al numero di localizzazioni,

utilizzando il software Ranges VI© (Kenward *et al.*, 2003). Partendo da un minimo di 3 localizzazioni, e aggiungendone una per volta, il programma stima l'aumento progressivo dell'area. L'appiattimento della curva, ottenuta plottando le aree consecutive sul numero di fix, indica che un ulteriore aumento delle localizzazioni non porterebbe ad una stima più accurata dell'home range. Nel nostro caso la stabilità della curva si raggiunge con circa 24 fix. Sono stati calcolati 256 home range trimestrali 89 per i maschi e 167 per le femmine (tabella 4.1).

Tabella 4.1: numero di home range ottenuti nei tre anni di studio.

	Maschi	Femmine	Totale
Annuali	25	42	67
Trimestrali	89	167	256

4.2.3 Sovrapposizioni tra home range

La sovrapposizione tra le aree occupate è uno strumento efficace per valutare la fedeltà spaziale degli animali e identificare spostamenti e migrazioni stagionali (Nicholson *et al.*, 1997; Von Hardenberg *et al.*, 2000; Parrini *et al.*, 2003; Brinkman *et al.*, 2005; Ramanzin *et al.*, 2007) legate a particolari esigenze biologiche, oltre che per capire come viene condiviso lo spazio con altri individui. Nel nostro caso potrebbe risultare altresì interessante per verificare, come integrazione dello studio sulla mobilità, i processi di adattamento al nuovo ambiente.

Per questo lavoro sono state calcolate sovrapposizioni tra home range annuali, per un totale di 124, e tra home range trimestrali, per un totale di 233 (tabella 4.2). Per quel che riguarda le sovrapposizioni trimestrali si sono valutati due aspetti: il primo riguarda la fedeltà negli anni all'home range stagionale ottenuta attraverso il confronto tra gli trimestri di anni diversi, il secondo si occupa di valutare la fedeltà spaziale tra una stagione e la successiva nell'intero periodo di studio.

Tabella 4.2: numero di sovrapposizioni tra home range ottenute nei tre anni di studio

	Maschi	Femmine	Totale
Annuali	43	81	124
Trimestrali	61	172	233

Sono stati utilizzati solo gli home range stimati con il Kernel in quanto, come si vedrà meglio anche in fase di esposizione dei risultati, producendo home range meno ampi e più fedeli alla disposizione spaziale delle localizzazioni rispetto al minimo poligono convesso, risulta più adatto per descrivere i fenomeni interessati (Borger *et al.*, 2006a).

Le analisi sono state condotte con il software Ranges VI© (Kenward *et al.*, 2003). Esso stima l'area condivisa e la rapporta a ciascuno dei due home range sovrapposti. In questo modo fornisce due percentuali di sovrapposizione: la percentuale di area dell'home range "A" sovrapposto all'home range "B" e viceversa. Questi due valori percentuali a volte possono essere anche molto diversi tra loro visto che dipendono dalle dimensioni dei rispettivi home range. È ad esempio il caso di due home range con dimensioni molto differenti, uno molto ampio e l'altro molto piccolo. In casi estremi, in cui l'home range "A" è incluso nel "B", la percentuale di sovrapposizione di "A" su "B" è pari al 100%, quella di "B" su "A" può essere anche molto bassa.

Come discusso nel 1° contributo, il grado di sovrapposizione è stato calcolato, a partire dai risultati forniti dal software, come la percentuale di area comune sul totale della superficie occupata nelle due stagioni. Dal punto di vista matematico:

$$S = C * 100 / (A + B - C)$$

Dove:

- ✓ S = percentuale di sovrapposizione
- ✓ A = superficie del primo home range
- ✓ B = superficie del secondo home range
- ✓ C = superficie in comune tra A e B

4.2.4 Analisi statistica

Tutte le analisi sono state condotte con procedure PROC MIXED (SAS, 1999) con l'effetto animale come random.

Per gli home range annuali, i fattori di variazione inseriti sono stati il "tipo di comportamento" (A questo proposito si ricorda che i "tipi di comportamento" sono tre secondo la differenziazione effettuata nel primo contributo: femmine "stabili", maschi "stabili" e maschi "vaganti"), il "tipo di dispersione", l'anno, il metodo di calcolo (Minimo

poligono convesso e Kernel) e la classe d'età. Quest'ultima è stata definita nel modo seguente (Mustoni *et al.*, 2002):

- *maschi* (stabili e vaganti) → subadulti < 5 anni; adulti ≥ 5 anni;
- *femmine* → subadulte < 4 anni; adulti ≥ 4 anni.

Il modello utilizzato è il seguente:

$$HR_{ijklmn} = C_i + A_j + D_k + (C*A)_{ij} + (A*D)_{jk} + M_l + E_m + AN_{ijklmn:ik} + e_{ijklmn}$$

dove:

- ✓ HR = dimensione degli home range
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (i = maschi vaganti, maschi stabili, femmine stabili)
- ✓ A = effetto fisso dell'anno (j = 1°, 2°, 3° anno)
- ✓ D = effetto fisso del tipo di dispersione (K = “entro area”, “fuori area”)
- ✓ C*A = interazione tra comportamento ed anno
- ✓ A*D = interazione tra anno ed tipo di dispersione
- ✓ M = effetto fisso del metodo di calcolo (l = kernel, MCP)
- ✓ E = effetto fisso della classe d'età (m = subadulto, adulto)
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Gli home range annuali sono stati analizzati, utilizzando lo stesso modello appena visto, anche escludendo i dati del primo anno di studio. Questo perché le dimensioni delle aree occupate nel primo anno risentono in maniera piuttosto marcata dell'effetto dei fenomeni di dispersione ed esplorazione dello spazio. Escludendo il primo anno si dovrebbe avere un'idea delle modalità d'uso dello spazio in condizioni di “normalità”, cioè a stabilizzazione avvenuta.

Per gli home range stagionali l'approccio seguito è stato leggermente diverso. Non è stato considerato l'effetto “tipo di dispersione” perché questo comportamento, come visto, si limita ai primi mesi dopo la liberazione e quindi, pur incidendo notevolmente sulle dimensioni degli home range annuali, in quelli trimestrali fa sentire il suo effetto solo nell'estate del primo anno. In questo caso sembra più interessante testare l'effetto del “tipo di comportamento” poiché si mantiene costante per tutti e tre gli anni.

Sono stati inseriti gli stessi fattori di variazione del modello usato per gli home range annuali con eccezione dell'effetto anno, sostituito da quello della stagione. Il modello sperimentale è il seguente:

$$HR_{ijklm} = C_i + S_j + (C*S)_{ij} + M_k + E_l + AN_{ijklm:i} + e_{ijklm}$$

dove:

- ✓ HR = dimensione degli home range
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (i = maschi vaganti, maschi stabili, femmine stabili)
- ✓ S = effetto fisso della stagione (j = estate: maggio-luglio, autunno: agosto-ottobre, inverno: novembre-gennaio, primavera: febbraio-aprile)
- ✓ C*S = interazione tra comportamento e stagione
- ✓ M = effetto fisso del metodo di calcolo (k = kernel, MCP)
- ✓ E = effetto della classe d'età (l = subadulto, adulto)
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per le sovrapposizioni tra home range annuali sono stati inseriti come fattori fissi di variazione l'anno, il comportamento, il tipo di dispersione (definito nel primo contributo), e relative interazioni. L'effetto animale entro comportamento e tipo di dispersione è stato considerato come random. Il modello è il seguente:

$$SOVRAP_{ijkl} = C_i + A_j + D_k + (C*A)_{ij} + (A*D)_{jk} + AN_{ijkl:ik} + e_{ijkl}$$

dove:

- ✓ SOVRAP = percentuale di sovrapposizione tra gli home range annuali
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (i = maschi vaganti, maschi stabili, femmine stabili)
- ✓ A = effetto fisso dell'anno (j = 1°, 2°, 3° anno)
- ✓ D = effetto fisso dl tipo di dispersione (K = "entro area", "fuori area")
- ✓ C*A = interazione tra comportamento e anno
- ✓ A*D = interazione tra anno e tipo di dispersione
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento e tipo di dispersione)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per le sovrapposizioni tra trimestri uguali di anni diversi è stato usato lo stesso modello:

$$\text{SOVRAP}_{ijkl} = C_i + S_j + A_k (C*S*A)_{ijk} + \text{AN}_{ijkl:i} + e_{ijkl}$$

dove:

- ✓ SOVRAP = percentuale di sovrapposizione tra gli home range trimestrali
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (i = maschi vaganti, maschi stabili, femmine stabili)
- ✓ S = effetto fisso della stagione (j = estate: maggio-luglio, autunno: agosto-ottobre, inverno: novembre-gennaio, primavera: febbraio-aprile)
- ✓ A = effetto fisso dell'anno (k = 1°- 2° anno, 2°- 3° anno, 1°- 3° anno)
- ✓ C*S*A = interazione tripla tra comportamento, stagione e anno
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento)
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per le sovrapposizioni tra trimestri successivi è stato usato il seguente modello:

$$\text{SOVRAP}_{ijk} = C_i + S_j + (C*S)_{ij} + \text{AN}_{ijk:i} + e_{ijk}$$

dove:

- ✓ SOVRAP = percentuale di sovrapposizione tra gli home range trimestrali
- ✓ C = effetto fisso del comportamento (i = maschi vaganti, maschi stabili, femmine stabili)
- ✓ S = effetto fisso della stagione (j = estate-autunno 1°anno, autunno-inverno 1°anno; inverno-primavera 1°anno; primavera 1°anno – estate 2°anno; estate-autunno 2°anno; autunno-inverno 2°anno; inverno-primavera 2° anno; primavera 2°anno – estate 3°anno; estate-autunno 3°anno; autunno-inverno 3°anno; inverno-primavera 3°)
- ✓ C*S = interazione tra comportamento, stagione
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale (nested entro comportamento)

4.3 Risultati

4.3.1 Home range annuali

Per semplicità di presentazione, verranno di seguito prima descritti i risultati dell'analisi della variabilità e poi evidenziati i conseguenti andamenti con tabelle o grafici.

Tabella 4.3: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per le dimensioni degli home range annuali (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Tipo di comportamento	2	15.13	***
Anno	2	33.39	***
Tipo di dispersione	1	1.99	n.s.
Tipo di comportamento*anno	4	2.95	*
Anno*tipo di dispersione	2	35.45	***
Metodo di calcolo	1	1.05	n.s.
Classe d'età	1	0.23	n.s.

In tabella 4.3 sono riportati i risultati dell'analisi statistica delle dimensioni degli home range annuali. Il tipo di comportamento spaziale (che comprende anche il sesso) e l'anno influenzano in modo altamente significativo le dimensioni delle aree vitali. Anche l'interazione tra i due fattori agisce significativamente.

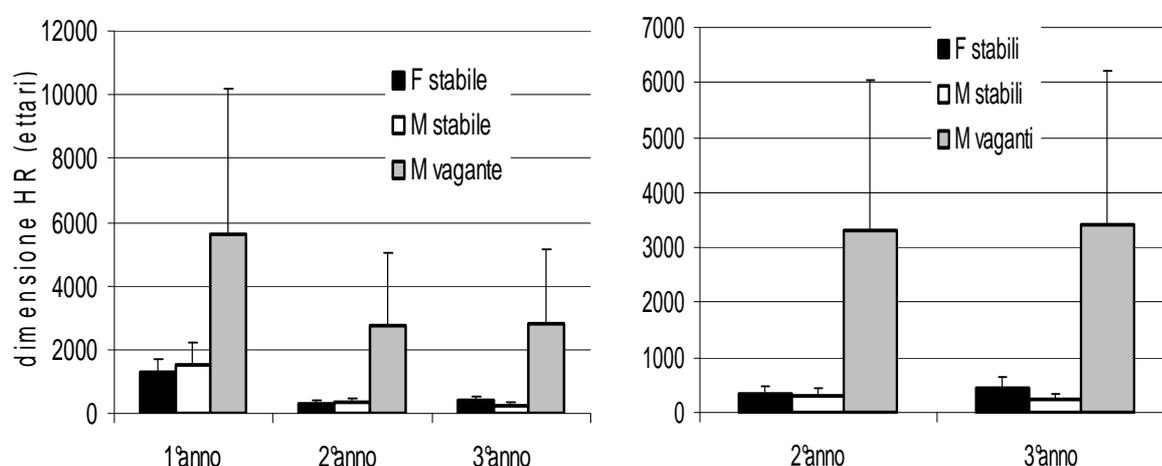
Nel complesso non ci sono differenze tra gli animali che si sono allontanati dal sito di liberazione e quelli che invece sono rimasti nei versanti della Valsugana ma, se il tipo di dispersione viene analizzato nei diversi anni, l'effetto dell'interazione diventa altamente significativo. Anche il metodo di calcolo non influisce sulla stima delle aree utilizzate annualmente dagli animali. Infine, neppure la classe d'età fornisce effetti significativi.

Escludendo i dati relativi al primo anno, la significatività di alcuni fattori cambia (tabella 4.4). Resta ancora evidente l'influenza del tipo di comportamento, ma non quella dell'interazione con l'anno. Il metodo di calcolo non dà risultati diversi dai precedenti. La cosa evidente è che né l'anno, né il tipo di dispersione e nemmeno la loro interazione provocano variazioni rilevanti sulle dimensioni delle aree occupate nel secondo e nel terzo anno. Infine, contrariamente all'analisi precedente, l'effetto della classe d'età diventa significativo.

Tabella 4.4: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per le dimensioni degli home range annuali con l'esclusione del primo anno di studio (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

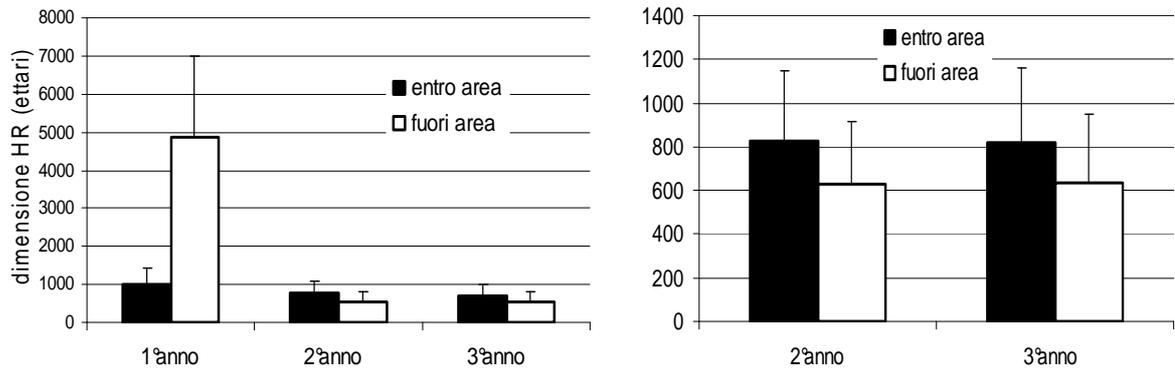
Effetto	Gradi di libertà	F	P
Tipo di comportamento	2	18.76	***
Anno	1	0.00	n.s.
Tipo di dispersione	1	1.24	n.s.
Tipo di comportamento *anno	2	2.56	n.s.
Anno*tipo di dispersione	1	0.00	n.s.
Metodo di calcolo	1	0.47	n.s.
Classe d'età	1	4.33	*

Figura 4.1: effetto dell'anno e del tipo di comportamento sulle dimensioni degli home range annuali (LS means ed errori standard). A sinistra i dati totali, a destra senza il primo anno.



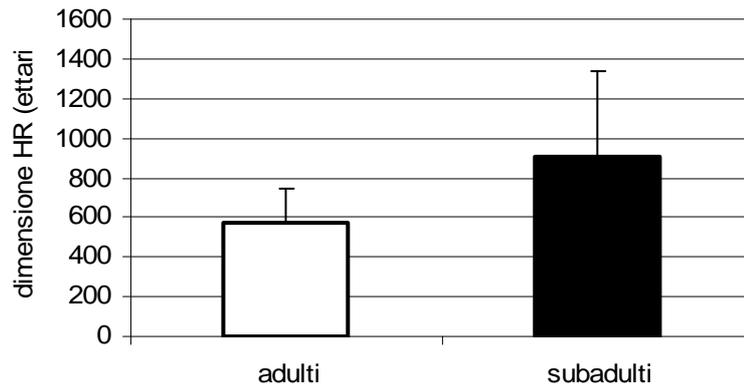
In figura 4.1 gli home range annuali sono presentati in funzione del tipo di comportamento e dell'anno. Tutte le categorie comportamentali occupano aree più ampie nel primo anno rispetto agli altri due. I maschi "vaganti" hanno aree vitali sempre superiori a quelle delle femmine e dei maschi stabili; nel primo anno si aggirano, con grande variabilità, attorno ai 6000 ettari, mentre nei due anni successivi sono prossimi ai 3000 ettari. Le femmine e i maschi stabili in media non raggiungono mai questi valori, e anche gli home range più ampi, quelli del primo anno, si aggirano tra i 1500 e i 1900 ettari. Nel secondo e nel terzo anno gli animali stabili occupano aree in media comprese tra i 200 e i 350 ettari.

Figura 4.2: effetto dell'anno e del tipo di dispersione sulle dimensioni degli home range annuali (LS means). A sinistra i dati totali, a destra senza il primo anno.



Infine, per quanto riguarda l'effetto della classe di età gli individui subadulti presentano home range più ampi degli adulti (figura 4.3.).

Figura 4.3.: effetto della classe d'età sulle dimensioni degli home range annuali (primo anno escluso)(LS means ed errori standard).



Per quanto riguarda invece il tipo di dispersione, gli animali che si sono allontanati dalla Valsugana presentano in media, nel primo anno, home range che superano i 5000 mila ettari e la loro variabilità è molto ampia (figura 4.2). Molto più contenute le dimensioni delle superfici occupate dagli animali che si sono stabilizzati in valle, la cui media si aggira attorno ai 1000 ettari. Negli anni successivi gli home range degli animali “fuori area” mostrano valori addirittura inferiori a quelle dei camosci rimasti “entro area”, anche se le differenze tra i due anni non sono significative statisticamente. Tali valori in media sono decisamente più contenuti rispetto all'home range del primo anno degli animali “fuori area” e si aggirano tra i 700 e gli 800 ettari per gli animali “entro area” e tra i 500 e i 600 ettari per gli animali “fuori area”.

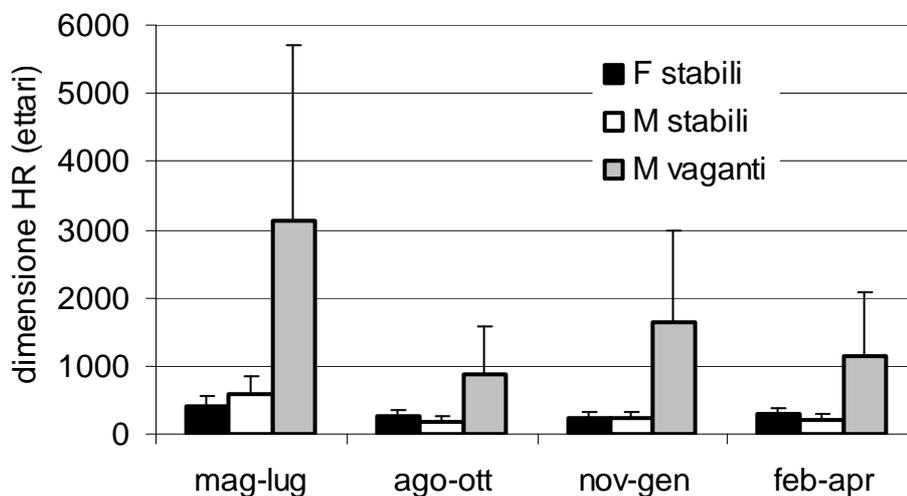
4.3.2 Home range trimestrali

Come per gli home range annuali, le aree frequentate stagionalmente differiscono significativamente a seconda del tipo di comportamento e della stagione (tabella 4.5). Ancora una volta il metodo non ha effetto sulle dimensioni dell'home range. Significativo è anche l'effetto della classe di età.

Tabella 4.5: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per le dimensioni degli home range stagionali (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Tipo di comportamento	2	11.22	***
Stagione	3	18.91	***
Tipo di comportamento *stagione	6	2.92	**
Metodo	1	2.09	n.s.
Classe d'età	1	46.72	***

Figura 4.4: effetto dell'anno e del tipo di comportamento sulle dimensioni degli home range stagionali (LS means ed errori standard).



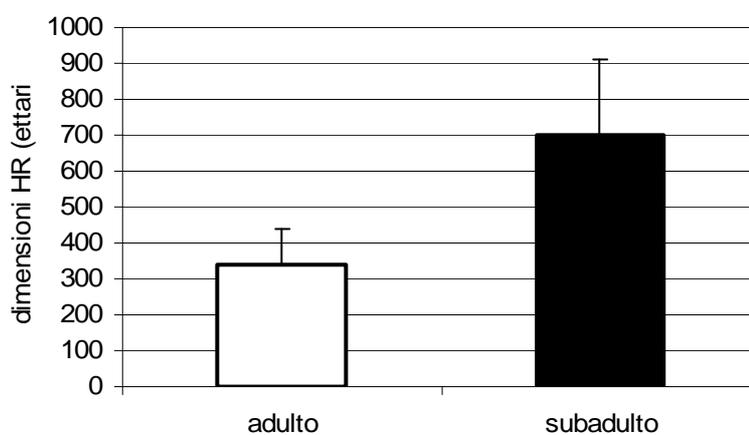
In figura 4.4 è rappresentata la variabilità stagionale degli home range per ciascuna classe di comportamento. In ogni stagione le aree frequentate dagli animali vaganti sono superiori a quelle degli altri camosci.

I maschi vaganti occupano superfici variabili da circa 3000 ettari nel periodo estivo a poco meno di 1000 in quello autunnale. A fine autunno-inizio inverno si assiste ad un incremento dell'home range che supera in media i 1500 ha per poi tornare prossimo ai 1000 ha nel

periodo primaverile. Per quanto concerne gli animali stabili, non si riscontrano rilevanti differenze tra maschi e femmine, e anche il trend stagionale non presenta una grande variabilità. Le dimensioni degli home range sono comprese tra i 200 e i 400 ha, ancora una volta con valori maggiori nel periodo estivo.

Considerando l'effetto dell'età, i valori medi sono pari a 700 ha per gli animali subadulti e 341 ha per gli adulti (figura 4.5)

Figura 4.5: effetto della classe d'età sulle dimensioni degli home range stagionali (LS means ed errori standard).



4.3.3 Sovrapposizioni tra home range

Sovrapposizioni annuali

La tabella 4.6 riassume i risultati dell'analisi della varianza condotta sulle sovrapposizioni tra gli home range annuali. L'effetto dell'anno e la sua interazione con il tipo di dispersione influenzano il grado di sovrapposizione in maniera statisticamente significativa. Gli altri fattori di variazione non hanno dato risultati significativi.

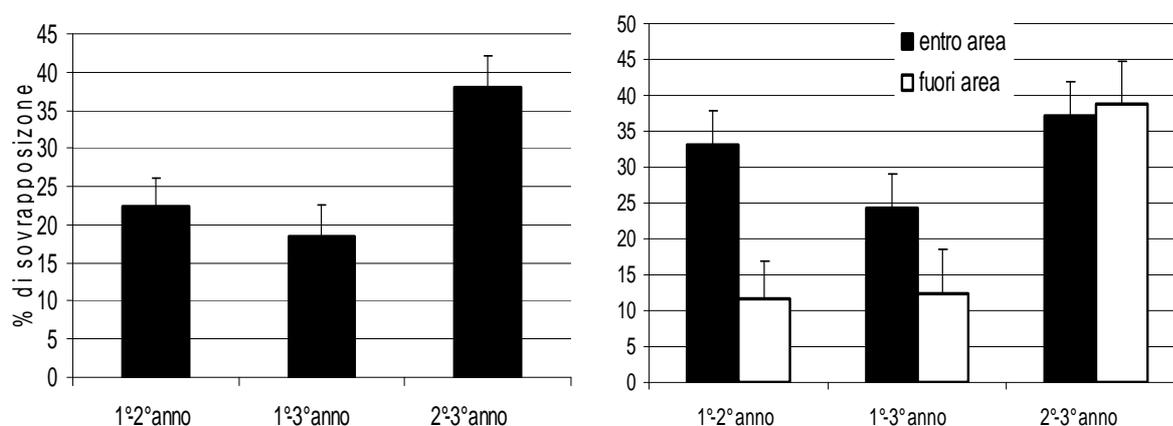
I valori delle percentuali di sovrapposizione non sono mai molto elevati, e anche la variabilità dei dati è contenuta (figura 4.4). In media gli animali condividono solo il 22% della superficie tra l'home range del primo e quello del secondo anno. La fedeltà aumenta nel tempo e, il tra secondo e il terzo anno, la percentuale di area comune tra gli home range aumenta fino al 38%. In conseguenza a questi risultati, il grado di sovrapposizione tra il primo e il terzo anno resta basso e non raggiunge il 20%.

Tabella 4.6: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la percentuale di sovrapposizione degli home range annuali (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Tipo di comportamento	2	2.11	n.s.
Anno	2	13.07	***
Tipo di dispersione	1	3.61	n.s.
Tipo di comportamento *anno	4	1.29	n.s.
Anno*tipo di dispersione	2	6.02	**

Dalla figura 4.6 si deduce anche che la variabilità negli anni è legata soprattutto agli animali che hanno abbandonato la Valsugana, mentre quelli che sono rimasti “entro area” presentano un grado di sovrapposizione più costante negli anni. La percentuale di sovrapposizione tra il primo e il secondo anno è poco superiore al 10% per gli animali “fuori area” mentre è circa il 35% per gli altri. Tra il secondo e terzo anno le percentuali crescono e si aggirano tra il 35 e il 40% con dei valori leggermente superiori per i camosci “fuori area”.

Figura 4.6: grado di sovrapposizione tra home range annuali distinto per anno (a sinistra) e per anno e tipo di dispersione (a destra) (LS means ed errori standard).



Sovrapposizioni stagionali

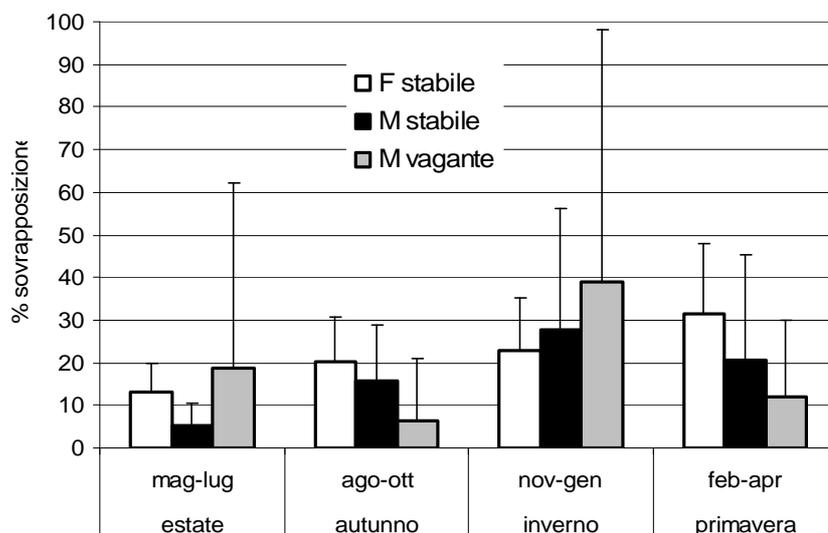
In termini di fedeltà negli anni agli home range stagionali, l'unico effetto testato dal modello di analisi della varianza che ha evidenziato un'influenza significativa sulla percentuale di sovrapposizione è l'interazione tripla tra comportamento, stagione e anno (tabella 4.7). I valori medi di sovrapposizione sono sempre piuttosto bassi (inferiori al 40%) anche se in alcuni casi la variabilità è decisamente ampia, specie nel periodo estivo (figura 4.7).

Non si riscontrano nemmeno differenze tra animali “stabili” e animali “vaganti”, né è possibile distinguere un trend stagionale comune tra individui a diverso comportamento

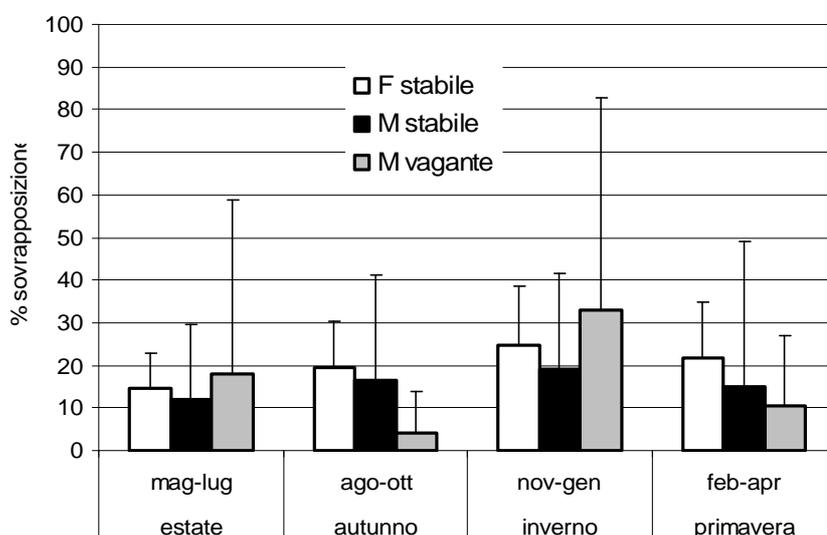
Tabella 4.7: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la percentuale di sovrapposizione degli home range stagionali di anni diversi (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Tipo di comportamento	2	2.29	n.s.
Stagione	3	1.21	n.s.
Anno	2	0.44	n.s.
Tipo di comportamento*stagione*anno	28	2.02	***

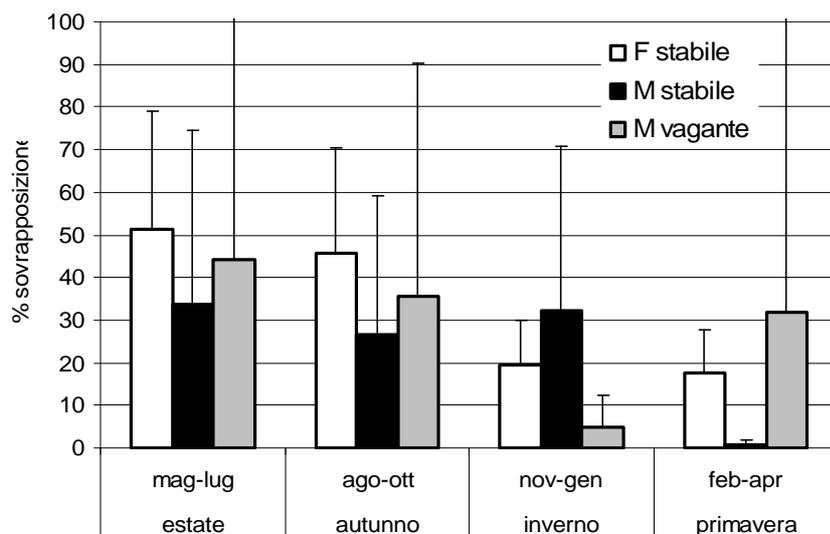
Figura 4.7: grado di sovrapposizione tra le aree occupate stagionalmente nei diversi anni di studio (LS means ed errore standard).



Confronto tra 1° e 2° anno di studio



Confronto tra 1° e 3° anno di studio



Confronto tra 2° e 3° anno di studio

La tabella 4.8 riassume i risultati dell'ANOVA sulla sovrapposizione tra home range stagionali successivi. Esiste un effetto significativo del tipo di comportamento, della stagione ma non dell'interazione tra i due fattori.

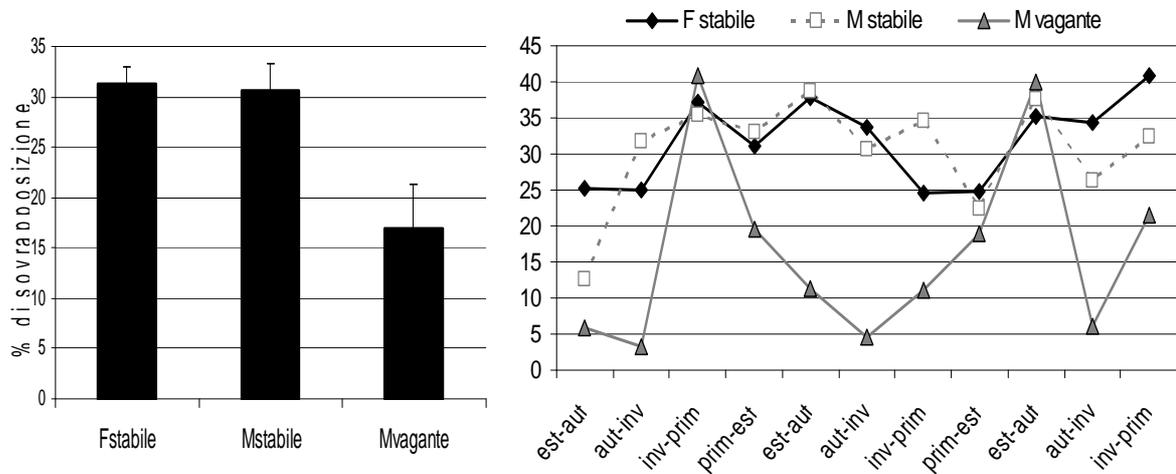
Risulta evidente dalla figura 4.8 come i maschi vaganti presentino percentuali di sovrapposizioni inferiori a quelle delle altre due categorie, con valore medio del 17% rispetto al 31% delle femmine e dei maschi stabili.

In questo caso, a differenza dell'analisi precedente, sembra esserci una trend annuale simile a tutte e tre le categorie, anche se i test indicano diversità significative solo per i maschi vaganti che presentano un forte abbassamento della percentuale di sovrapposizione tra le aree occupate in autunno e in inverno.

*Tabella 4.8: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la percentuale di sovrapposizione degli home range stagionali "entro anno" (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).*

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Comportamento	2	4.91	**
Stagione	10	2.54	***
Comportamento*stagione	20	0.84	n.s.

Figura 4.8: grado di sovrapposizione tra home range stagionali successivi (LS means ed errori standard). A sinistra distinti per comportamento, a destra per comportamento e stagione.



4.4 Discussione

Ad integrazione dei dati sulle dimensioni degli home range si ritiene interessante esporre i risultati esposti in altri lavori riguardanti le dimensioni delle aree vitali e le strategie di occupazione ed uso dello spazio da parte del camoscio (tabella 4.6). Lo scopo è quello di valutare le differenze generali fra le varie ricerche, ed in modo particolare confrontare i dati ottenuti per la Valbrenta con quelli di lavori simili, ma è innanzitutto necessario fare alcune precisazioni. In primo luogo, i diversi autori hanno scelto di considerare periodi di tempo diversi per le loro analisi. Per fare un esempio, gli studi condotti da Hamr (1984a) in Tirolo distinguono home range del periodo estate-autunno da home range invernali, misurando i primi in funzione dei dati raccolti tra il 15 maggio e il 15 dicembre, i secondi in funzione dei dati raccolti tra il 1 gennaio e il 30 aprile. Tosi *et al.* (1996), preferiscono invece stimare home range bimestrali, considerando come primo bimestre il periodo gennaio – febbraio. Anche Von Hardenberg *et al.* (2000), effettuano un'analisi bimestrale, ma qui i bimestri sono diversi; il primo infatti include i mesi di dicembre e gennaio. In più, novembre viene analizzato separatamente da ottobre, in quanto considerato mese più importante per gli accoppiamenti. Addirittura Clarke e Henderson (1984) in Nuova Zelanda non stimano home range annuali ma aree occupate in periodi variabili, a seconda dell'animale, tra i 27 e i 68 mesi. In più effettuano anche un'analisi stagionale su base trimestrale, come nel nostro caso, individuando il periodo invernale nei masi tra giugno e agosto e via via i successivi. Infine anche Michallet

e Toigo (2000) non stimano home range annuali ma complessivi dell'intero periodo di monitoraggio.

Un'ultima precisazione va fatta per quanto riguarda il metodo di calcolo degli home range: alcuni utilizzano il metodo Kernel, altri quello del minimo poligono convesso, Michallet e Toigo (2000) anche il metodo cluster, e Hamr (1984a) stima l'area occupata con una griglia formata da celle di 4 ha.

Anche se, ovviamente, il paragone tra i vari dati sarebbe stato più efficace se i periodi fossero stati confrontabili e le dimensioni degli home range fossero state calcolate tutte con lo stesso metodo, resta in ogni caso possibile e importante, soprattutto considerando che questi sono gli unici dati disponibili sul comportamento spaziale della specie, fare alcune considerazioni di confronto.

Autori	Area di studio	Metodo	Periodo	Maschi		Femmine			
				media	min-max	media	min-max		
Clarke e Henderson, 1984	Nuova Zelanda	Kernel	complessivo	--	--	283	114-656		
			estate	--	--	207	--		
			inverno	--	--	70	--		
Hamr, 1984a	Tirolo	Griglia con celle di 4 ha	anno	145	48-568	130	64-216		
			estate-autunno	56	16-192	74	32-116		
			inverno	33	20-56	60	50-68		
Von Hardenberg <i>et al.</i> , 2000	P.N. Gran Paradiso	MCP	anno	86	14-194	--	--		
			dic-gen	12	--	--	--		
			feb-mar	20	--	--	--		
			apr-mag	22	--	--	--		
			giu-lug	36	--	--	--		
			ago-set	21	--	--	--		
			ott	9	--	--	--		
nov	6	--	--	--					
Michallet e Toigo, 2000	Mass. Chartreuse	MCP	anno	8244	--	2244	--		
		CLUSTER	anno	473	--	333	--		
Tosi <i>et al.</i> , 1996	Monte Baldo	MCP	anno	giovani	501	297-3160	subadulti	471	95-3180
			anno	subadulti	460	--	adulti	251	--
			anno	adulti	244	--			
			gen-feb		302	217-361		80	--
			mar-apr		472	63-949		71	--
			mag-giu		342	239-451		188	46-674
			lug-ago		276	21-723		243	32-953
			sett-ott		178	37-449		212	66-1173
nov-dic		501	321-675		73	--			

Tabella 4.6: confronto fra HR di studi diversi sul camoscio

Nel primo anno di studio l'effetto dei fenomeni di dispersione e di esplorazione spaziale supera decisamente tutti gli altri possibili fattori di variazione delle dimensioni degli home range. L'allontanamento dai versanti della Valsugana comporta un deciso aumento dell'area stimata anche se, con ogni probabilità, gran parte della superficie non viene utilizzata dagli animali una volta stabilizzati. In questo caso le localizzazioni di spostamento, anche se concentrate solo nei primi mesi, giocano un ruolo fondamentale nel sovrastimare l'area effettivamente utilizzata. Se si esclude il primo anno, infatti, non si notano più differenze, né tra anni, né tra animali "fuori" e "entro" area. In ogni caso, in quest'ultimi l'effetto di dispersione è poco evidente e quindi anche la variabilità dell'home range nei tre anni è minore. Una situazione simile si è verificata sul Monte Baldo (Tosi *et al.*, 1996) dove gli animali hanno occupato, nell'anno di liberazione, aree molto più grandi rispetto all'anno successivo (1554 ha contro 507 ha nei maschi; 1237 ha contro 384 ha nelle femmine) proprio in virtù della ricerca degli habitat migliori in cui stabilirsi.

Alla luce di quanto detto appare chiaro che l'home range può essere un parametro interessante anche per individuare i comportamenti di esplorazione dello spazio e stabilizzazione. Naturalmente un'analisi di questo tipo è tanto più efficace quanto più ridotta è la scala temporale di definizione dell'home range. Tosi *et al.* (1996), avendo a disposizione dati mensili, sottolineano come dopo già due mesi dal rilascio le aree occupate dagli animali si assestino attorno a quelli che saranno i valori a stabilizzazione avvenuta. D'altra parte anche in Valsugana, pur non potendo ragionare in termini di home range mensili, è possibile confrontare i dati dei trimestri del primo anno per notare come già dal periodo autunnale le aree occupate si riducono parecchio (mag-lug = 4552 ha; ago-ott = 893 ha; nov-dic = 624 ha; gen-feb = 550 ha).

Anche l'analisi della sovrapposizione fra home range annuali conferma questi andamenti. In conseguenza alla lunga dispersione effettuata, gli animali "fuori" area condividono una bassa percentuale di superficie tra home range del primo e del secondo anno. A seguito della stabilizzazione, tra il secondo e terzo anno, la percentuale di sovrapposizione aumenta e si porta ai livelli degli animali che sono rimasti in Valsugana il cui grado di sovrapposizione è sempre più o meno costante.

Sul Monte Baldo (Tosi *et al.*, 1996) le dimensioni degli home range annuali sono piuttosto simili a quelle del nostro studio in Valbrenta (tabella 4.6). I valori medi infatti sono compresi tra i 244 e i 501 ha rispettivamente per i maschi adulti e giovani, mentre variano tra i 251 e i

471 ha per le femmine subadulte e adulte. I valori da noi riscontrati si aggirano tra i 200 e 350 ha nelle femmine e nei maschi stabili; solo i maschi vaganti occupano aree superiori ai 3000 ha, dimensioni che tra l'altro si riscontrano anche sul Baldo se si osservano i valori massimi annuali.

Benché facciano riferimento ad home range complessivi e non annuali, superfici del tutto analoghe sono stimate da Michallet e Toigo (2000) con il metodo Cluster, mentre con il minimo poligono convesso i valori per i maschi superano gli 8000 ha. Tuttavia gli stessi autori sottolineano che questi valori sono dovuti al comportamento particolare di 3 animali che sono in pratica ritornati nel luogo di cattura. Tolti dall'analisi questi esemplari i valori si aggirano attorno ai 2000 ettari sia per i maschi che per le femmine. Gli areali calcolati da Clarke e Henderson (1984) per le femmine in Nuova Zelanda non si discostano dai valori visti fin'ora con una media di 283 ha e valori massimi fino a 656 ha. Hamr (1984a), in Tirolo, stima invece home range annuali medi di 145 ha per i maschi e 130 ha per le femmine, e valori più contenuti sono riscontrati da Von Hardenberg *et al.* (2000) in uno studio condotto sui maschi nel Parco Nazionale del Gran Paradiso, con media annuali pari a 84 ha. In quest'ultimo caso, tuttavia, le densità di popolazione erano decisamente più elevate e questo potrebbe spiegare i valori più bassi.

Per quanto riguarda gli home range stagionali, indipendentemente dall'arco temporale considerato molti autori hanno riscontrato, a differenza nostra, home range stagionali più piccoli degli annuali (Clarke e Henderson, 1984; Hamr, 1984, 1985; Von Hardenberg *et al.*, 2000). Interessante il fatto che invece i risultati di Tosi *et al.* (1996) siano ancora una volta simili ai nostri, cioè senza grandi diversità tra aree annuali e stagionali. Inoltre, i valori del nostro studio e di quello di Tosi *et al.* (1996) appaiono anche piuttosto elevati, pur con la precauzione che i confronti possono essere solo indicativi. Questo fatto è con tutta probabilità da attribuire agli spostamenti stagionali degli animali: quando gli home range stagionali si sovrappongono poco (o nulla) tra loro, l'home range annuale tende ad essere molto più ampio degli stagionali rispetto a quando la sovrapposizione rimane abbastanza buona (come vedremo nel nostro caso più avanti).

Se si escludono i maschi "vaganti", inoltre le dimensioni delle aree utilizzate nel nostro lavoro sono praticamente identiche durante tutto il corso dell'anno. Clarke e Henderson (1984) in Nuova Zelanda, e Von Hardenberg *et al.* (2000) nel Gran Paradiso evidenziano invece che nel periodo invernale le aree utilizzate calano. Gli autori giustificano questo andamento individuandone la causa nella distribuzione delle risorse, concentrata in luoghi ristretti durante la stagione avversa. In ambiente alpino i movimenti sono limitati dalla neve e

gli animali ritengono più opportuno adottare una strategia di “risparmio” riducendo i movimenti e incentrandosi nelle aree più idonee (Von Hardenberg *et al.*, 2000), a volte anche effettuando migrazioni nell’ordine delle decine di chilometri (Hamr, 1985). Questo non avviene in Valsugana dove le condizioni climatiche non sono assolutamente limitanti e le risorse omogeneamente distribuite; in questo caso non si verificano migrazioni, ma la ricerca di cibo è possibile su tutto il territorio, portando ad un aumento dell’areale stagionale. Come conseguenza è sempre presente un minimo di sovrapposizione fra home range stagionali. Anche Tosi *et al.* (1996) notano una contiguità dei quartieri di svernamento ed estivazione, a testimonianza delle diversità di comportamento tra ambienti alpini e prealpini.

Una volta raggiunta la stabilità, maschi e femmine occupano aree, sia annuali che stagionali, di dimensioni simili. Fanno eccezione solo i due maschi vaganti che continuano ad insistere su aree molto ampie, confermando quindi quanto già discusso nel primo contributo. Comportamenti di questo tipo sono stati comunque riportati anche da Michallet e Toigo (2000), che individuano nel loro studio tre camosci che, dopo la liberazione, sono ritornati nel luogo di cattura, definendo home range complessivi superiori ai 16 mila. I risultati della nostra ricerca confermano invece che l’età gioca un ruolo importante nella definizione delle aree utilizzate. Questo fattore di variazione è risultato secondario nel momento in cui la necessità primaria degli animali era quella di conoscere il nuovo ambiente e ricercare un’area idonea di insediamento. Sia animali adulti che subadulti si sono dispersi e hanno esplorato lo spazio attivamente. Ma, a stabilizzazione avvenuta, il comportamento spaziale nelle due classi d’età è variato significativamente, con gli individui più giovani che hanno utilizzato home range più ampi degli adulti. I nostri dati sono in linea con quelli di Tosi *et al.* (1996), che evidenziano una diminuzione delle aree vitali con l’aumentare dell’età. Anche Jullien *et al.* (1997) confermano che i maschi giovani sono contraddistinti da un maggior erratismo rispetto agli adulti. Risultati contrari sono stati trovati da Hamr (1984), che individua nei soggetti di 6-10 anni quelli con home range più grandi, e da Michallet e Toigo (2000) che riscontrano un aumento degli home range femminili al crescere dell’età. Tuttavia il primo riscontra home range abbastanza ampi anche per gli yearling, mentre i secondi giustificano questo risultato con il fatto che alcuni animali adulti dopo il rilascio sono ritornati nel luogo di cattura.

Una sintesi interpretativa delle sopra citate differenze tra classi di sesso ed età è indubbiamente difficile, data anche la scarsità di dati disponibili. Nel complesso, alcune tendenze sembrano però evidenti. Innanzitutto i maschi sembrano poter adottare comportamenti molto più differenziati e spesso instabili delle femmine, anche in relazione all’età. Purtroppo nel presente lavoro non è stato possibile testare l’interazione tra sesso e

classe di età ma una ipotesi che sembra molto probabile è che l'instabilità dei maschi sia maggiore, e che questo derivi sia dall'acquisizione di un rango sociale ad età piuttosto avanzata, il che predispone i maschi subadulti ad una maggiore mobilità (Hamr, 1984) sia alla strategia riproduttiva, che può essere piuttosto variabile, come evidenziato da Von Hardenberg (2000) e suggerito anche nel nostro lavoro. Nelle femmine, ci si può aspettare sia una minore diversificazione nel comportamento fra individui e classi di età, dato che le esigenze della riproduzione si manifestano prima e non implicano la competizione tipica dei maschi.

Di solito il metodo kernel fornisce valori di ampiezza minori rispetto al minimo poligono convesso (Boschi e Nievergelt, 2002; Lamberti *et al.*, 2003; Parrini *et al.*, 2003). Per questo, Tosi *et al.* (1996) suggeriscono che, per valutazioni che intendano evidenziare comportamenti instabili, sembra molto idoneo utilizzare il metodo del minimo poligono convesso in quanto più sensibile agli *outliers*, cioè alle localizzazioni disgiunte e occasionali dell'areale abitualmente utilizzato. Al contrario e più recentemente, Nielsen *et al.* (2007) sconsigliano l'uso del minimo poligono convesso, per gli stessi motivi. Nel nostro caso tuttavia, non sono state riscontrate differenze nelle dimensioni degli home range stimati con metodi diversi quali il Kernel e il minimo poligono convesso. Questo non può essere imputato ad una scarsa numerosità delle localizzazioni perché si è verificato anche negli home range annuali. Molto probabilmente, è dovuto al fatto che la distribuzione spaziale delle localizzazioni a nostra disposizione era piuttosto omogenea sul territorio e quindi ideale per utilizzare sia l'uno che l'altro metodo di stima.

4.5 Conclusioni

I processi di dispersione ed esplorazione spaziale post-rilascio hanno inciso fortemente sulle dimensioni degli home range del primo anno di studio. Questo è vero soprattutto per gli animali che si sono stabiliti lontano dal luogo di rilascio e per quelli che hanno mostrato un comportamento "vagante" per tutto il periodo di studio. Alcuni comportamenti particolari tuttavia non stupiscono in quanto, specie nei progetti di reintroduzione, è spesso documentato l'utilizzo di ampie superfici, soprattutto da parte dei maschi.

In ogni caso dopo i primi mesi di adattamento le dimensioni delle aree vitali si riducono e si stabilizzano, e questo consente un confronto con i pochi dati disponibili in bibliografia sul comportamento della specie indipendentemente dall'effetto del trasferimento di animali.

A questo riguardo, la prima rilevante considerazione è che home range annuali e stagionali non sono molto diversi, in virtù di una buona fedeltà spaziale degli individui. Nell'ambiente di liberazione, caratterizzato da assenza di precipitazioni nevose, non si manifestano infatti le migrazioni stagionali tra aree di svernamento e di estivazione che la specie esibisce in aree alpine. Anche se i risultati necessitano di ulteriori approfondimenti, nel nostro lavoro inoltre le aree utilizzate stagionalmente appaiono piuttosto ampie, rispetto soprattutto alle aree alpine di tradizionale presenza del camoscio. Questo suggerisce due ipotesi di approfondimento futuro. Una è legata alla densità di popolazione, soprattutto nel caso dei maschi che sono meno gregari delle femmine, dato che nella nostra area di studio la densità era decisamente bassa, e l'altra è legata alla distribuzione delle risorse. In Valbrenta l'ambiente è frequentato dalla specie è quasi esclusivamente boscato (si veda il prossimo contributo) diversamente agli ambienti alpini dove la specie utilizza molto anche le aree aperte. E' possibile che in questi ambienti boscati e prealpini le risorse (alimentazione, microclima, ecc.) siano distribuite in maniera più "diluita" ma omogenea nello spazio rispetto alle aree alpine, dove le stesse sembrano concentrarsi in aree ristrette ma spazialmente separate. Di conseguenza gli animali usano anche aree ristrette, talvolta in maniera intensa, ma spazialmente e temporalmente separate. Nel nostro caso, anche l'utilizzo interno degli home range (come dimostrato dalla mancanza di differenze fra i due metodi di calcolo), è invece piuttosto omogeneo.

Nel complesso, comunque, rimane l'indicazione che in ambienti prealpini il comportamento spaziale del camoscio mostra una stabilità e una prevedibilità molto maggiore che nelle aree alpine.

Più difficile è concludere sulle differenze legate tra sesso ed età, ma il nostro lavoro indica, in linea con altri, che il comportamento maschile è meno prevedibile di quello femminile e, soprattutto, può mettere in luce una notevole instabilità spaziale. Poiché questa variabilità di comportamenti appare legata a cause di natura sociale, e il comportamento sociale in questa specie è fortemente condizionato dall'età e molto probabilmente dalla densità di popolazione, è necessario affrontare il problema con studi di durata maggiore del nostro e che possano confrontare il comportamento spaziale e sociale dei due sessi al crescere dell'età e in popolazioni con densità differenti.

Il metodo di stima degli home range con il minimo poligono convesso, per lungo tempo utilizzato, è ora criticato e spesso il metodo kernel viene invece adottato. I risultati del nostro studio indicano che non sempre i due metodi sono differenti, e l'entità di tali differenze dipende probabilmente dalla distribuzione spaziale più o meno omogenea delle localizzazioni.

Data l'abbondanza di lavori disponibili con il metodo del minimo poligono convesso, e l'interesse di effettuare confronti su una bibliografia già spesso scarna, non sembra quindi opportuno escludere a priori il suo impiego. Piuttosto, sembra preferibile impiegarlo in confronto con il più recente metodo kernel, per evidenziare le differenze fra spazio comprendente il "raggio d'azione" degli animali (minimo poligono convesso) e spazio effettivamente utilizzato (kernel). Quest'ultimo metodo rimane ovviamente da preferire quando si desidera studiare non tanto lo spazio di movimento ma le scelte di habitat degli animali

3° Contributo

5. Utilizzo e selezione dell'habitat del camoscio in Valsugana

5.1 Premessa

L'abbondanza di animali e la loro distribuzione sul territorio variano in funzione di alcune componenti fondamentali quali la distribuzione e l'abbondanza delle risorse alimentari, la disponibilità di zone di rifugio, le caratteristiche fisiche e morfologiche del territorio e, soprattutto, le variazioni climatiche dell'ambiente (Manly *et al.*, 1993; Litvaitis *et al.*, 1996; Borkowski, 2004). Proprio la diversa capacità di selezione di tali risorse è, secondo Rosenzweig (1981), il requisito base per la coesistenza di specie diverse.

Un'adeguata presenza di risorse ambientali idonee è necessaria per sostenere popolazioni vitali e stabili, e per questo risulta fondamentale identificare l'uso e le preferenze dei diversi parametri con cui è possibile descrivere tali risorse (Manly *et al.*, 1993). È abbastanza ovvio pensare che un animale utilizzi maggiormente le risorse che sono più adatte a soddisfare le proprie necessità, e che le risorse di maggiore qualità siano preferite alle altre. Il concetto di selezione implica un utilizzo, o uso differenziato delle diverse risorse, o classi delle risorse, che sono disponibili, cioè accessibili, all'animale o alla popolazione (Johnson, 1980; Manly *et al.*, 1993). Il problema è quindi essenzialmente di descrivere (quantitativamente e qualitativamente) l'uso e la disponibilità e di comparare correttamente l'uno all'altra.

Per un "habitat", o una variabile che concorre a descriverlo (quota, pendenza, uso del suolo, ecc.) l'uso è generalmente considerato come frequenza di presenza osservata entro ciascun tipo di habitat o classe di variabile. Tecniche classiche per stimare questa frequenza sono state (e ancora sono) l'osservazione diretta degli animali e l'indagine sui segni di presenza quali tracce, feci, ecc. presenti nei vari habitat/classi di parametri (Litvaitis *et al.*, 1996). Ancor più di queste tecniche, il radiotracking si presta molto bene allo studio delle preferenze di habitat. La radiotelemetria consente, infatti, di ottenere la localizzazione a qualsiasi ora del giorno ed in qualsiasi ambiente, anche dove non è possibile un'osservazione diretta, ovviando al problema della diversa osservabilità in habitat differenti. Inoltre, diversamente dall'utilizzo dei segni presenza, che sono "anonimi", con questa tecnica si ottengono dati individuali e ripetuti sugli stessi soggetti. Questo, unito alla sempre maggiore

disponibilità di strumenti di elaborazione avanzata, come ad esempio i G.I.S., offre la possibilità di includere nelle analisi molte più variabili e di stimare l'uso e la selezione dell'habitat in modo più preciso (Guisan e Zimmermann, 2000; Basille *et al.*, 2007).

La selezione dell'habitat è un tema ben trattato in molte specie di ungulati come, ad esempio, il capriolo (Tufto *et al.*, 1996; Cimino e Lovari, 2003; Borkowski, 2004; Hemami *et al.*, 2004) e il cervo (Hanley, 1984; Debeljak *et al.*, 2003; Borkowski, 2004). Le conoscenze sul camoscio, pur meno approfondite, sono anch'esse abbastanza sviluppate, a partire da testi classici come quello del Couturier (1938) fino ad oggi (Perle e Hamr, 1985; Von Elsner-Schack, 1985; Forsyth, 2000; Pedrotti *et al.*, 2001). Tuttavia, ancora una volta, per quanto riguarda gli ambienti prealpini si sa pochissimo (Tosi *et al.*, 1996).

In questo contributo l'habitat a disposizione del camoscio in Valsugana sarà simulato utilizzando le principali variabili morfometriche (quota, pendenza, esposizione) e vegetazionali (uso del suolo), utilizzate anche da altri autori in ambiente prealpino (Tosi *et al.*, 1996). Un primo obiettivo sarà quello di descrivere le caratteristiche delle risorse disponibili e la loro distribuzione reciproca all'interno dell'area di studio. In secondo luogo si definirà la selezione da parte degli animali per le diverse risorse, differenziando quanto osservato durante la fase di esplorazione rispetto a quella "stabile".

5.2 *Materiali e metodi*

5.2.1 **Area di studio**

Lo studio delle preferenze di habitat è stato condotto solo sui camosci liberati sulla sinistra Brenta. La causa principale di tale scelta è la mancanza di un'adeguata cartografia a nostra disposizione per la descrizione dell'uso del suolo della provincia di Trento. Anche le foto aeree disponibili per la suddetta zona sono risultate inadatte per tentare una ricostruzione sommaria tramite digitalizzazione su base G.I.S.. Questi inconvenienti, uniti al fatto che gli animali "rimasti" sulla destra Brenta erano pochi e che comunque quelli della sinistra orografica frequentavano habitat molto interessanti per la "novità" rispetto a quelli tradizionalmente noti per la specie, hanno fatto optare per un'analisi su scala ridotta.

La definizione dell'area di studio è una questione di fondamentale importanza nello studio delle preferenze di habitat (Manly *et al.*, 1993; Litvaitis *et al.*, 1996). È chiaro che una delimitazione sulla base di confini geografici comprenderebbe ampie superfici che invece non rientrano nell'area effettivamente a disposizione degli animali. Per definire un territorio in

modo oggettivo, che non sia né troppo ampio né troppo limitato rispetto all'utilizzato dagli animali, è stato usato un minimo poligono convesso di tutte le localizzazioni della sinistra orografica nei tre anni di studio. In questo modo la superficie delimitata è funzione degli spostamenti degli animali ed è comunque abbastanza vasta da comprendere ampie zone non utilizzate (figura 5.1)

5.2.2 Descrizione dell'habitat

L'habitat del camoscio in Valsugana è stato descritto attraverso 4 variabili: quota, pendenza, esposizione e uso del suolo. Ciascuno di questi parametri è stato diviso in:

- ✓ *9 classi di quota*: con intervalli di 200 metri, da 0 a 1800 m. s.l.m.;
- ✓ *5 classi di pendenza*: con intervalli di 15°, da 0° fino a pendenze superiori a 60°;
- ✓ *8 classi di esposizione prevalente*: con intervalli di 45° sono state distinte le classiche esposizioni nord, nord-est, est, sud-est, sud, sud-ovest, ovest, nord-ovest.
- ✓ *8 classi di uso del suolo*: distinte non solo in funzione dell'uso prevalente ma, nel caso delle formazioni arboree, anche del grado di copertura. Si distinguono quindi:
 - boschi di latifoglie: radi (copertura < 30%), medi (copertura tra 31 e 70%) fitti (copertura > 71%);
 - boschi di conifere: radi (copertura < 30%), medi (copertura tra 31 e 70%) fitti (copertura > 71%);
 - vegetazione arbustiva: composta essenzialmente da pino mugo e ontano verde;
 - aree aperte: comprendono i prati di fondovalle, i pascoli e le praterie di alta quota;
 - rocce: includono tutte le superfici rocciose che è stato possibile riconoscere e digitalizzare dalle foto aeree;
 - urbanizzato: costituito dai centri urbani e da tutte le superfici destinate ad attività antropiche.

5.2.3 Basi cartografiche digitali

Tutte le elaborazioni cartografiche sono state condotte con il software Arcview G.I.S. 3.2. Utilizzando un Modello Digitale del Terreno (DTM) della Regione Veneto, in formato raster con maglie di 25x25 metri, è stata ricavata la composizione dell'area di studio in termini di quota, pendenza ed esposizione, mantenendo la suddivisioni in classi vista precedentemente (figure 5.1, 5.2 e 5.3).

La cartografia di uso del suolo è stata costruita a partire dalla Carta Regionale dei Tipi Forestali, in formato vettoriale, prodotta dalla Regione Veneto (Del Favero *et al.*, 2006), che è stata integrata digitalizzando su ortofotocarta (CGR, 2001) tutte le aree il cui uso non rientra nelle tipologie forestali e quindi, in sostanza, i prati, i pascoli, le aree di fondovalle, le praterie di quota, le zone a prevalenza di arbusti. Per l'analisi finale, le numerose categorie tipologiche della Carta Regionale sono state accorpate fra loro in modo da ottenere un uso del suolo semplificato, più adatto ai nostri tipi di analisi (vedi paragrafo 5.2.2). Descrizione dell'habitat). Il risultato è mostrato in figura 5.4.

Figura 5.1: carta delle pendenze. La linea nera tratteggiata rappresenta l'area di studio della sinistra Brenta.

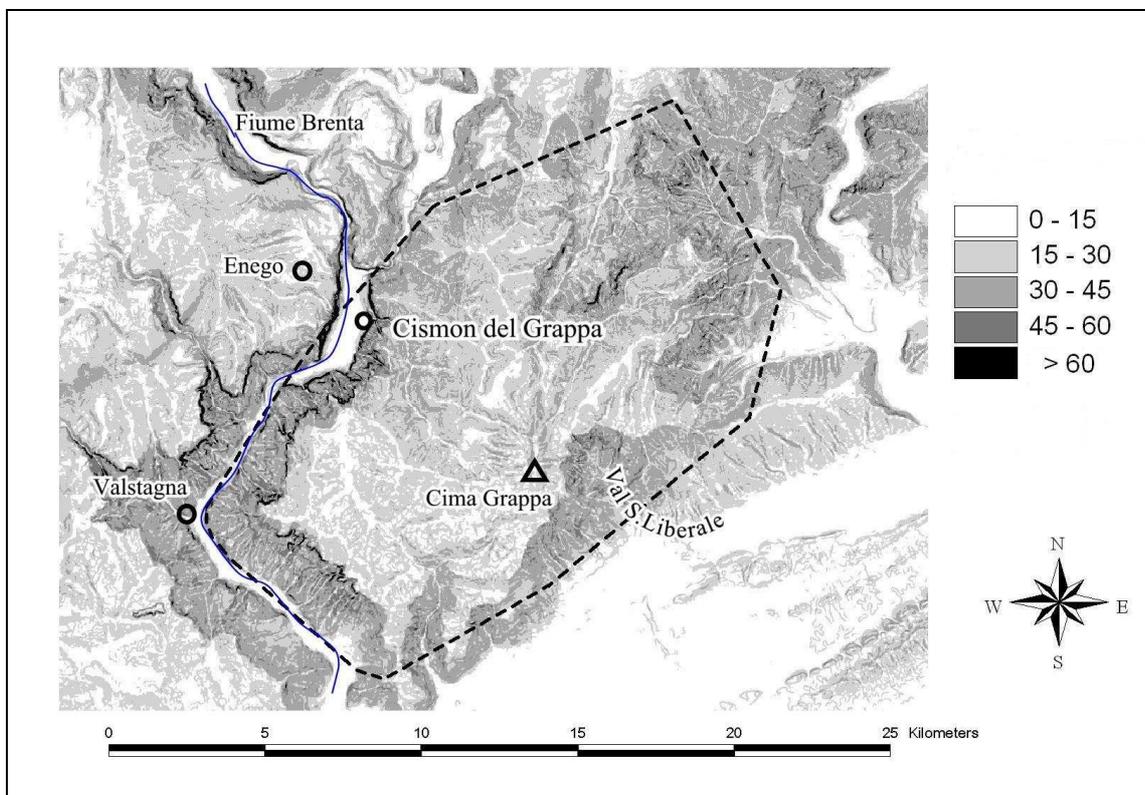


Figura 5.2.: carta delle quote. La linea nera tratteggiata rappresenta l'area di studio della sinistra Brenta.

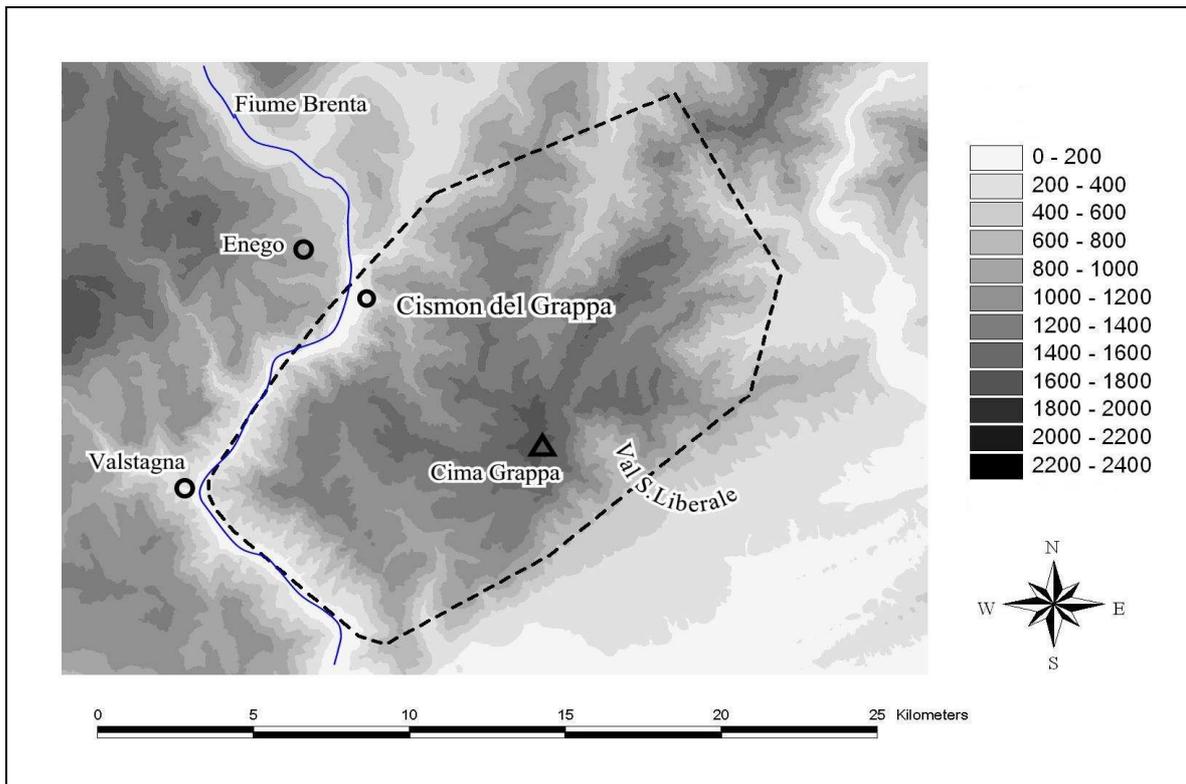


Figura 5.3: carta delle esposizioni. La linea nera tratteggiata rappresenta l'area di studio della sinistra Brenta.

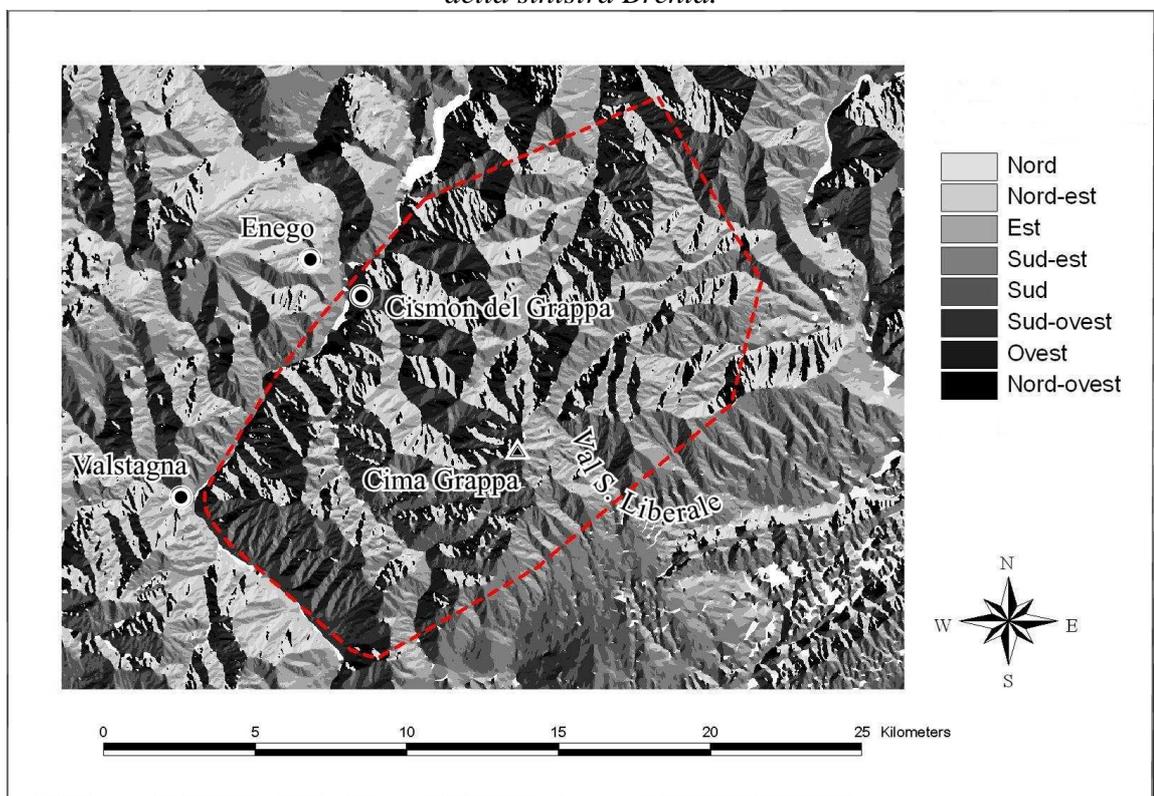
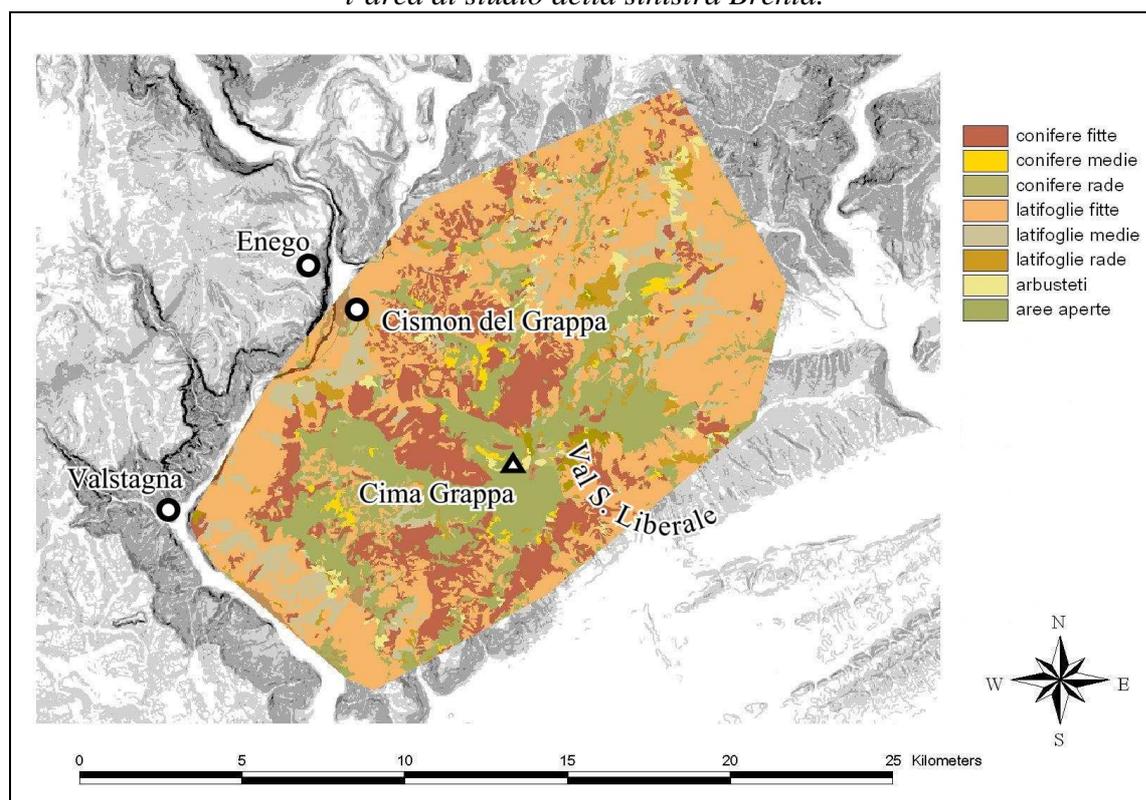


Figura 5.4: carta delle tipologie di uso del suolo. La linea nera tratteggiata rappresenta l'area di studio della sinistra Brenta.



5.2.4 Definizione del disponibile e dell'utilizzato

Tutta l'area di studio a sinistra del Brenta è stata considerata disponibile per gli animali ai fini della scelta dell'habitat migliore. Il disponibile è stato stimato come percentuale di superficie occupata da ogni classe di ciascuna risorsa all'interno dell'area di studio (tabella 5.1).

La quote tra gli 800 e i 1400 metri sono quelle che occupano le superfici maggiori, ma anche quelle tra i 400 e gli 800 sono ben rappresentate. Le pendenze prevalenti sono quelle tra i 15 e i 45°, mentre le zone con acclività superiore al 45° sono di poco inferiori al 8% della superficie totale. La distribuzione delle esposizioni è molto uniforme. Le tipologie vegetazionali più rappresentate sono i boschi di latifoglie con copertura fitta. Ben rappresentate sono comunque anche quelle a copertura media mentre molto poco rappresentate sono quelle a copertura rada. Le conifere occupano una percentuale di superficie di circa il 19% ma con netta predominanza delle formazioni fitte. Le aree aperte rappresentano una buona percentuale del disponibile, mentre molto bassa è la presenza di urbanizzato e di roccia. Nell'analisi finale si è quindi deciso di eliminare queste ultime due categorie. L'urbanizzato è chiaramente non adatto al camoscio, ma avrebbe potuto fornire

stime di selezione anche notevoli nel caso fosse accidentalmente rientrato, anche in minima parte, all'interno dell'utilizzato. Nel caso delle rocce, invece, è stato possibile digitalizzare solo quelle porzioni che erano chiaramente evidenziabili dalle foto aeree e che ricadevano per lo più in aree aperte di quota. Ma nella nostra aree di studio gran parte degli affioramenti rocciosi è distribuita in aree con vegetazione, difficili da riconoscere, e che comunque già rientravano in altre categorie in base alla cartografia dei tipi forestali del Veneto.

Tabella 5.1: composizione percentuale dell'area di studio in termini di quota, pendenza, esposizione e uso del suolo.

Quota (m.s.l.m)	% disponibile	Pendenza (gradi)	% disponibile
0 - 200	1.63	0 - 15	14.50
200 - 400	4.39	15 - 30	42.40
400 - 600	10.34	30 - 45	35.15
600 - 800	13.62	45 - 60	6.99
800 - 1000	15.79	60 - 90	0.96
1000 - 1200	21.18		
1200 - 1400	21.95		
1400 - 1600	9.96		
1600 - 1800	1.15		

Esposizione	% disponibile	Uso suolo	% disponibile
nord	6.23	conifere fitte	17.86
nord-est	7.07	conifere medie	1.23
est	12.21	conifere rade	0.80
sud-est	14.11	latifoglie fitte	42.18
sud-est	15.12	latifoglie medie	8.78
sud-ovest	13.24	latifoglie rade	2.94
ovest	14.78	arbusteti	1.93
nord-ovest	17.24	aree aperte	22.64
		urbanizzato	1.00
		roccia	0.64

Per fornire una migliore descrizione complessiva del territorio, si è inoltre analizzato il rapporto esistente tra i vari parametri morfologici e ambientali. Questa analisi è stata condotta calcolando la composizione percentuale in termini di pendenza di ciascuna classe di quota, esposizione e uso del suolo. Lo scostamento delle distribuzioni osservate, rispetto ad un atteso ipotetico di equiripartizione, è stato testato mediante test del χ^2 .

L'utilizzato è stato calcolato sulla base dell'home range (Kernel 95%) occupato da ciascun animale nell'intero periodo di studio, ad esclusione del primo trimestre post rilascio, per eliminare le superfici incluse nella fase di esplorazione e conseguente instabilità spaziale.

Un'analisi preliminare aveva infatti dimostrato che, includendo questo periodo, molti home range assumevano dimensioni molto maggiori, con il rischio di una stima poco attendibile della selezione di habitat. Per ciascun home range è stata quantificata la composizione percentuale in termini di quota, pendenza, esposizione e uso del suolo, ottenendo così un'utilizzato facilmente confrontabile con quanto a disposizione nell'intera area.

Il confronto della composizione morfologico-ambientale dell'home range con quella dell'area di studio per determinare la selezione di habitat è stato eseguito attraverso un'analisi composizionale (Aebischer *et al.*, 1993) utilizzando il software Compos Analysis Version 6.2 (Smith, 2005). Questo approccio, molto diffuso (Tufto *et al.*, 1996; Mysterud *et al.*, 1999; Lyons *et al.*, 2003; Lamberti *et al.*, 2006) consente di ovviare a molti problemi delle analisi di scelta di habitat (Aebischer *et al.*, 1993), permettendo in particolare di considerare l'animale e non la singola localizzazione come unità sperimentale, tenendo conto della non indipendenza reciproca delle proporzioni (l'uso e la disponibilità di ogni classe di ciascuna risorsa sono descritti come proporzione dell'uso/disponibilità totali). Altri approcci possibili, quali l'utilizzo di funzioni di regressione logistica, sono stati recentemente criticati (Keating e Cherry, 2004; Johnson *et al.*, 2006; Thomas e Taylor, 2006).

Per verificare se durante la fase di esplorazione le scelte degli animali erano state diverse da quelle del periodo successivo, si è innanzitutto calcolato un'utilizzato "complessivo", sovrapponendo e unendo tutti gli home range individuali. Successivamente, si è calcolata la percentuale delle localizzazioni nel periodo di dispersione e mobilità pre-stabilizzazione (3 mesi post-rilascio) che rispettivamente erano incluse o escluse dall'home range complessivo. L'ipotesi alla base di questa analisi è che, se le localizzazioni dei singoli animali durante la fase di instabilità, pur "uscendo" dall'home range successivo degli stessi animali, rientrano nell'utilizzato complessivo, si può concludere che la selezione nel periodo di instabilità non è diversa da quella operata nella fase di stabilità, e viceversa. Con questo approccio si è ovviato alla difficoltà di stimare home range attendibili (per la valutazione delle preferenze di habitat), con localizzazioni molto disperse e non molto numerose quali quelle dei primi tre mesi.

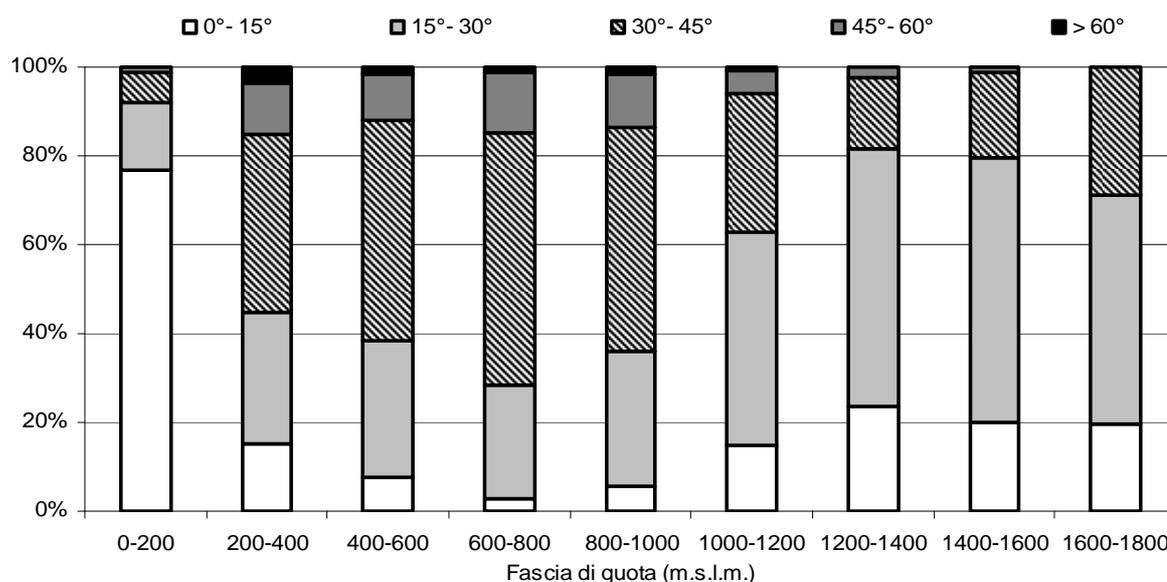
5.3 Risultati

5.3.1 Relazioni fra le variabili ambientali disponibili

Pendenza e altitudine

La figura 5.5 evidenzia come le zone a minor pendenza, quelle cioè tra 0 e 30°, sono predominanti tra i 1000 e i 1600 metri, nelle vicinanze della parte culminale del Massiccio del Grappa, e a quote inferiori ai 200 metri, in corrispondenza dei fondovalle. Le pendenze maggiori invece, con particolare riferimento a quelle superiori ai 45°, si concentrano essenzialmente nelle fasce di quota tra i 200 e i 1000 metri, che corrispondono per lo più alle zone di versante del massiccio e della Valsugana. Il test del χ^2 prova che le distribuzioni delle pendenze nelle diverse classi di quota sono significativamente diverse ($\chi^2 = 177,5$; $P < 0.001$).

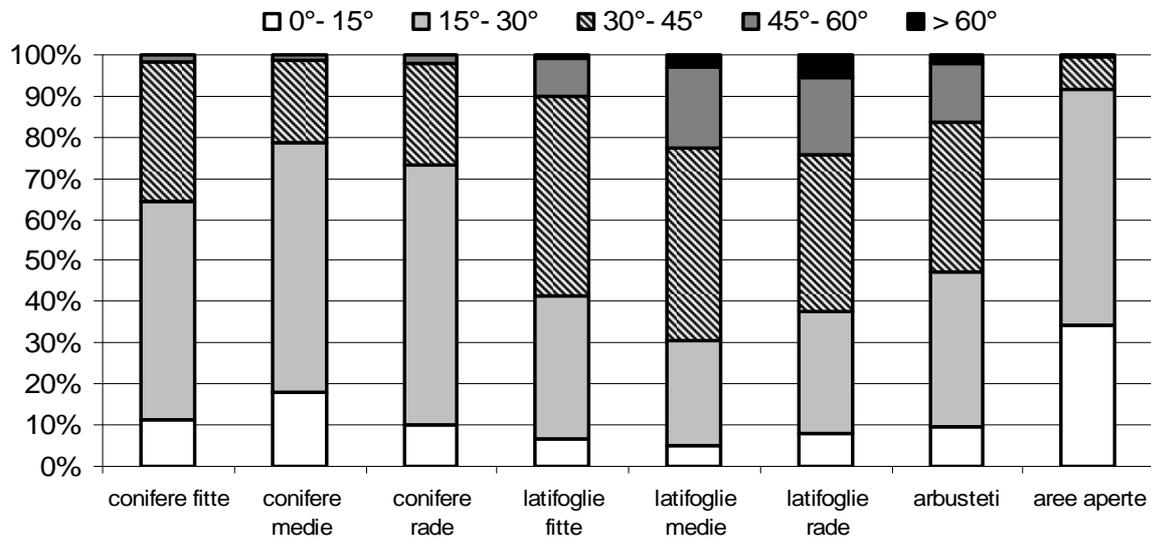
Figura 5.5: composizione percentuale, in relazione alla pendenza, di ciascuna fascia di quota all'interno dell'area di studio.



Pendenza e uso del suolo

Nelle aree aperte e nei boschi di conifere le pendenze modeste sono prevalenti (figura 5.6). Nei boschi fitti di latifoglie, le acclività prevalenti sono invece quelle medio-alte, soprattutto in quelli a copertura medio-rada. Il test del χ^2 ha dimostrato che le distribuzioni di pendenza nelle diverse categorie di uso del suolo sono significativamente diverse ($\chi^2 = 246,95$; $P < 0.001$).

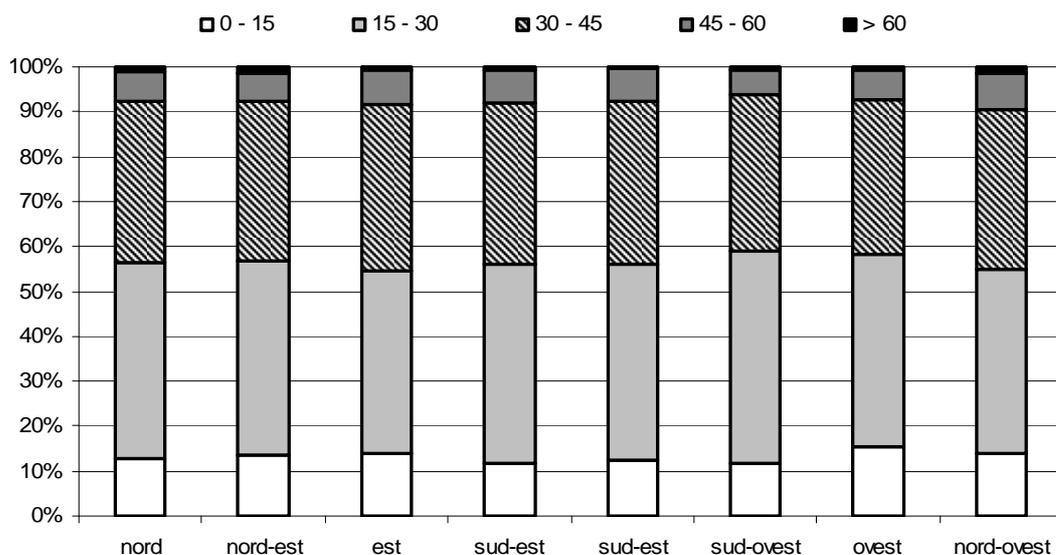
Figura 5.6: composizione percentuale, in relazione alla pendenza, di ciascuna categoria di uso suolo all'interno dell'area di studio.



Pendenze ed esposizioni

La distribuzione delle pendenze nelle classi di esposizione risulta decisamente omogenea (figura 5.7). Tutte le classi di pendenza sono rappresentate in maniera analoga nelle diverse classi di esposizione. Il test del χ^2 non ha infatti messo in evidenza differenze significative ($\chi^2 = 14,37$; $P = n.s.$).

Figura 5.7: composizione percentuale, in relazione alla pendenza, di ciascuna classe di esposizione all'interno dell'area di studio.

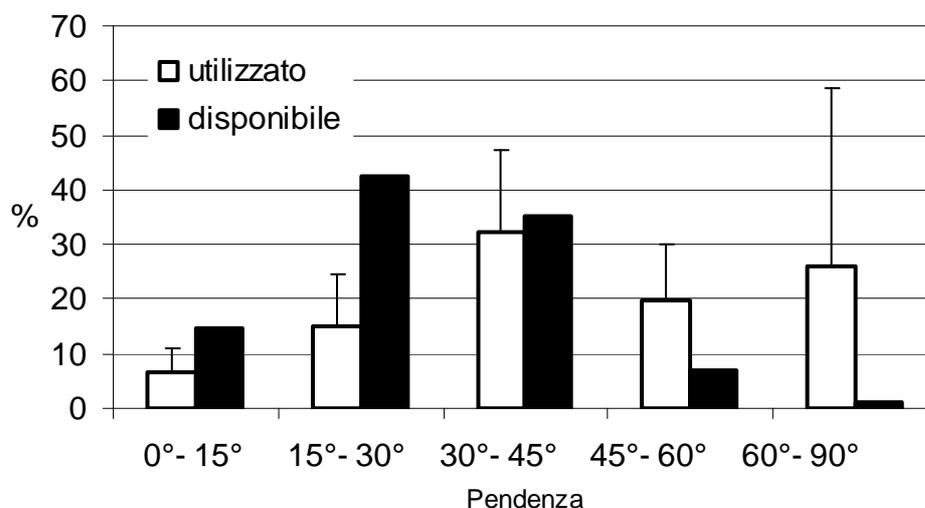


5.3.2 Selezione

Fase di stabilità

Le pendenze inferiori ai 30° sono quelle in media meno utilizzate anche se, specie per la classe dai 15 ai 30°, la loro disponibilità è molto buona (figura 5.8). La classe di pendenza dai 30 ai 45° è occupata secondo il disponibile, mentre le classi superiori ai 45° sono molto usate nonostante la loro disponibilità nell'area di studio sia ridotta.

Figura 5.8: distribuzione delle fasce di pendenza disponibili e di quelle utilizzate.



L'analisi composizionale degli home range all'interno dell'area di studio individua uno scostamento significativo da un uso casuale della pendenza (λ di Wilk = 0.07; $\chi^2 = 44.82$; rand $P < 0.001$), con una netta predilezione per le pendenze elevate, in modo particolare quelle superiori ai 60° (tabella 5.2). Differenze significative si riscontrano anche tra le classi tra i 45 e i 60° e quelle tra i 30 e i 45°. Le classi meno selezionate sono quelle dove l'inclinazione dei versanti è inferiore ai 30°.

Tabella 5.2: selezione delle classi di pendenza risultanti dall'analisi composizionale dell'home range all'interno dell'area di studio. Le classi sono ordinate dalla più usata (1) alla meno usata (5). Una lettera in comune a due classi nella categoria "differenza di rango" indica differenze non significative di uso ($P > 0,05$).

Rango di preferenza	Classe di pendenza	Significatività della differenza di rango
1	60-90	a
2	45-60	b
3	30-45	c
4	0-15	d
5	15-30	d

Tutte le quote inferiori ai 1000 metri sono state utilizzate in modo superiore al disponibile (figura 5.9). Le quote superiori ai 1000 metri, in particolare quelle comprese tra i 1000 e i 1400 metri, che sono le più rappresentate all'interno dell'area di studio, sono invece usate meno di quanto disponibile.

Figura 5.9: distribuzione delle fasce di quota disponibili e di quelle utilizzate.

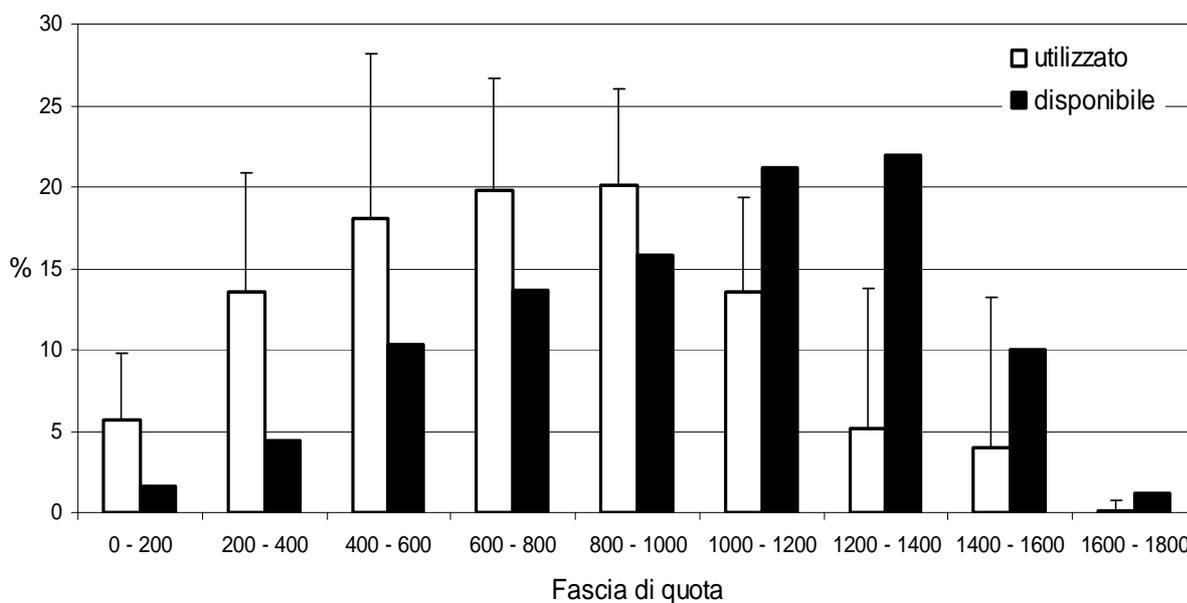


Tabella 5.3.: selezione delle classi di quota risultanti dall'analisi composizionale dell'home range all'interno dell'area di studio. Le classi sono ordinate dalla più usata (1) alla meno usata (9). Una lettera in comune a due classi nella categoria "differenza di rango" indica differenze non significative di uso ($P > 0,05$).

Rango di preferenza	Classe di quota	Significatività della differenza di rango	
1	600-800	a	
2	800-1000	a	
3	200-400	a	b
4	0-200	a	b
5	400-600	a	b
6	1000-1200		b
7	1200 - 1400		c
8	1600 - 1800		c
9	1400 - 1600		d

Secondo l'analisi composizionale, l'utilizzo della quota non è casuale (λ di Wilk = 0.0032; $\chi^2 = 97.69$; $\text{rand } P < 0.001$). Le aree più selezionate sono quelle ad altitudini comprese tra 0 e 1200 metri, ed in modo particolare quelle tra i 600 e gli 800 metri. Si osserva una netta separazione in termini di preferenza tra queste classi e quelle che comprendono altitudini

superiori ai 1200 metri. La classe meno selezionata è quella compresa tra i 1400 e i 1600 metri. L'ordine di preferenza delle classi di quota è in tabella 5.3.

In media le esposizioni sud (sud, sud-est, sud-ovest) sono poco utilizzate rispetto al disponibile (figura 5.10). Il contrario si verifica per le esposizioni nord (nord, nord-est, nord-ovest); in particolare quella nord-ovest risulta la più usata.

Figura 5.10: distribuzione delle esposizioni disponibili e di quelle utilizzate.

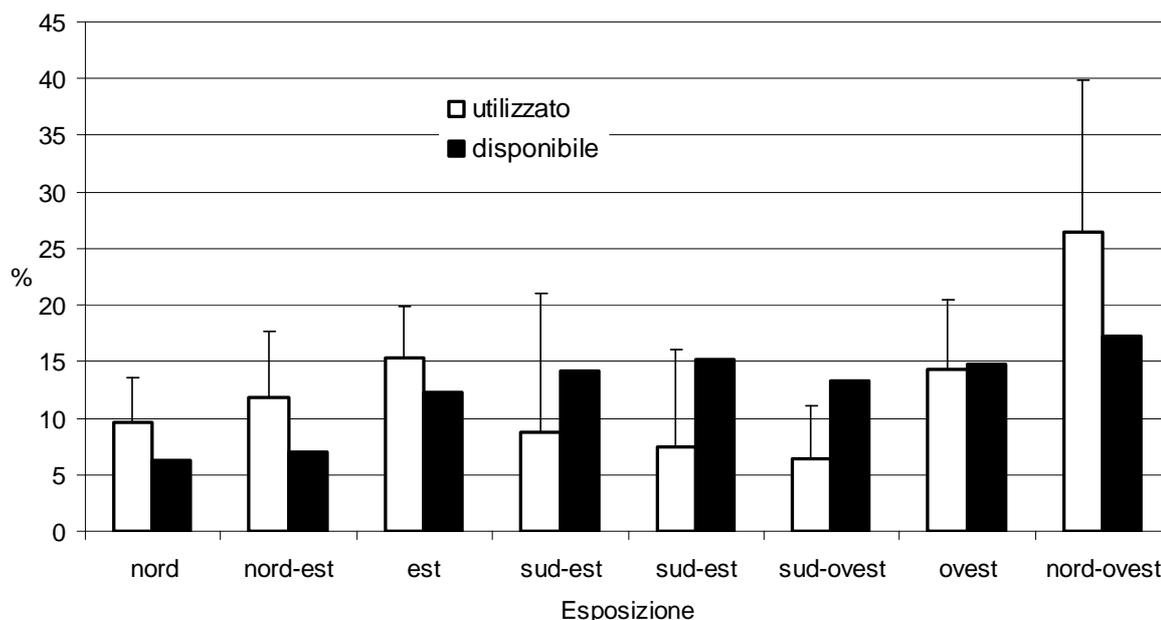


Tabella 5.4: selezione delle esposizioni risultanti dall'analisi composizionale dell'home range all'interno dell'area di studio. Le classi sono ordinate dalla più usata (1) alla meno usata (8). Una lettera in comune a due classi nella categoria "differenza di rango" indica differenze non significative di uso ($P > 0,05$).

Rango di preferenza	Esposizione	Differenza di rango		
1	nord-est	a		
2	nord	a		
3	est	a	b	
4	nord-ovest	a	b	
5	ovest		b	
6	sud-ovest		c	
7	sud-est		c	e
8	sud			e

Gli animali selezionano le esposizioni in modo significativo (lambda di Wilk = 0.09; $\chi^2 = 39.87$; rand $P < 0.001$), anche se in questo caso le scelte che si delineano sono poco evidenti. Si riscontra di certo una scarsa preferenza nei confronti delle esposizioni sud ma, per le altre

categorie, comunque preferite, non sembrano esserci differenze rilevanti. L'ordine di preferenza delle classi di esposizione è in tabella 5.4.

Per quanto riguarda l'uso del suolo, i boschi di latifoglie sono molto utilizzati, specie quelli a copertura fitta che però presentano pure un disponibile piuttosto elevato (figura 5.11). Molto più usate del disponibile sono le formazioni a caducifoglie con copertura medio-rada. L'impiego delle aree aperte è decisamente scarso, come quello delle conifere.

Figura 5.11: distribuzione delle categorie di uso del suolo disponibili e di quelle utilizzate.

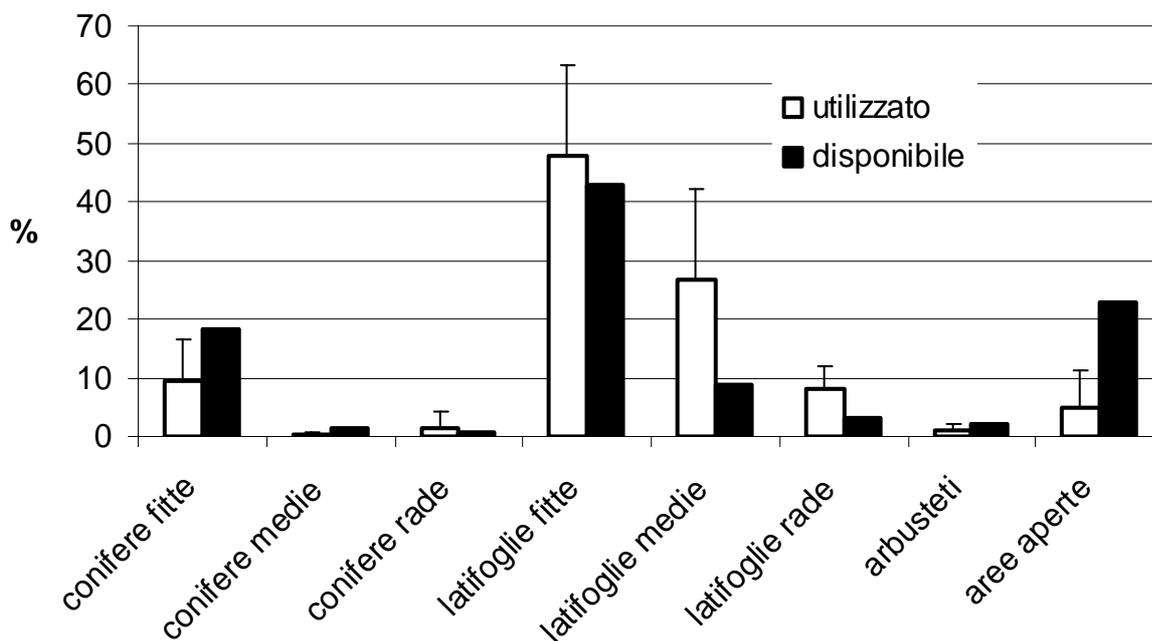


Tabella 5.5: selezione delle categorie di uso del suolo risultanti dall'analisi composizionale dell'home range all'interno dell'area di studio. Le classi sono ordinate dalla più usata (1) alla meno usata (8). Una lettera in comune a due classi nella categoria "differenza di rango" indica differenze non significative di uso ($P > 0,05$).

Rango di preferenza	Esposizione	Differenza di rango	
1	latifoglie medie	a	
2	latifoglie rade	a	
3	latifoglie fitte	b	
4	conifere fitte	c	
5	arbusteti	c	
6	aree aperte	d	
7	conifere rade	d	e
8	conifere medie	e	

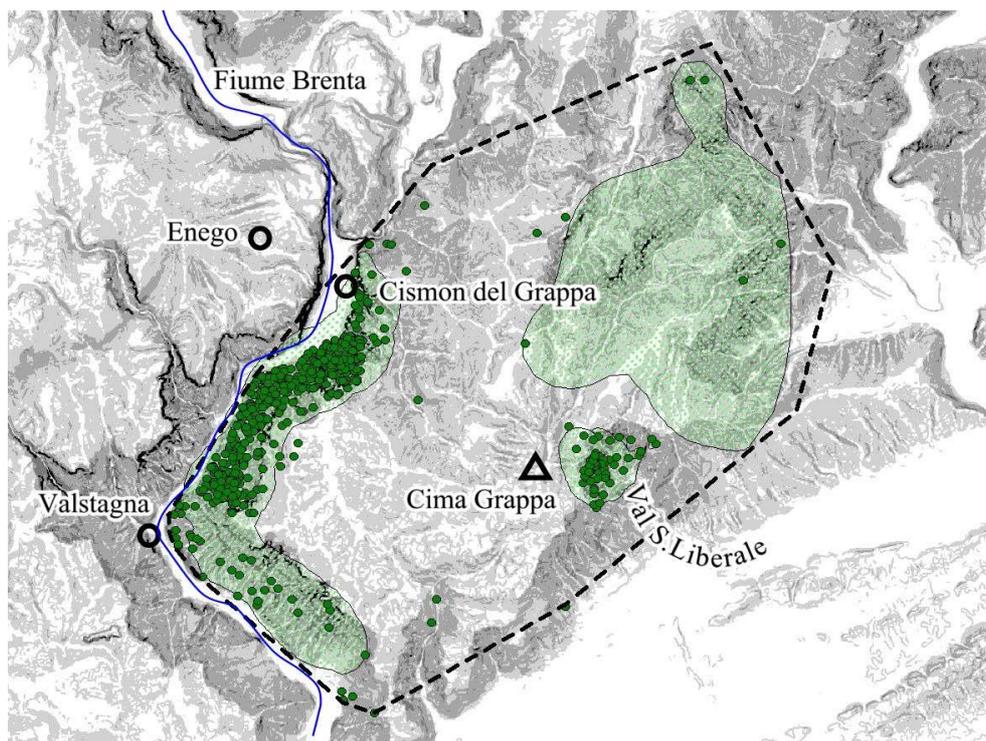
Anche le categorie vegetazionali non sono selezionate in modo casuale (λ di Wilk = 0.13; $\chi^2 = 34.58$; $\text{rand } P < 0.01$). L'analisi composizionale conferma la tendenza a frequentare

i boschi di latifoglie, soprattutto a copertura medio-rada, molto di più delle altre formazioni forestali e delle aree aperte. L'ordine di preferenza per le categorie di uso del suolo è in tabella 5.5.

Confronto tra fase stabile e fase di esplorazione

Nella fase di esplorazione spaziale gli animali si sono mossi quasi sempre all'interno di quello che poi si è verificato essere anche l'areale di distribuzione nel restante periodo di studio. Su un totale di 601 localizzazioni appartenenti al primo trimestre, circa il 96% ricadono all'interno di tale areale e sono distribuite soprattutto lungo le zone di versante della bassa Valsugana e in Val San Liberale. Il restante 4% risulta per lo più ripartito in prossimità del perimetro dell'area di studio e comunque molto vicino al resto della distribuzione (figura 5.12)

Figura 5.12: confronto tra la distribuzione spaziale delle localizzazioni del primo trimestre post rilascio (pallini verde scuro) e l'areale occupato dei camosci nel successivo triennio di studio (area verde chiaro).



5.4 Discussione

I recenti approfondimenti sulle preferenze ambientali del camoscio hanno messo in luce una grande capacità di adattamento a diverse realtà ambientali, anche prealpine, purché le aree frequentate siano sempre provviste di zone pendenti e rocciose; questi due fattori sono

considerati da molti i più importanti per definire l'idoneità ambientale (Tosi *et al.*, 1996; Ramanzin, 2001; Mustoni *et al.*, 2002). Anche in Valsugana la selezione per le varie classi di pendenza è stata molto forte, e la preferenza per le inclinazioni elevate conferma quanto appena detto sull'importanza di questo parametro ambientale. Nel nostro caso la ricerca di aree acclivi è ancora più marcata di quanto avviene sul monte Baldo dove Tosi *et al.* (1996) individuano la pendenza preferita tra i 35 e i 50°. Gli stessi autori riscontrano una mancanza di selezione nei confronti della pendenza solo nei mesi tra luglio e ottobre, quelli cioè meno limitanti dal punto di vista dell'innevamento. Difficilmente quindi il camoscio sembra non essere selettivo nei confronti di tale fattore e, anche quando la selezione non è evidente, le pendenze elevate sembrano essere quelle più utilizzate (Garcia-Gonzales, 1983).

Nonostante all'interno dell'area di studio siano presenti altitudini superiori ai 1700 metri, gli animali preferiscono stazionare a quote decisamente ridotte. La selezione negativa nei confronti delle quote superiori ai 1200 metri si giustifica con il fatto che, nel massiccio del Grappa, a tali altitudini corrispondono le aree meno pendenti, mentre quelle più acclivi si trovano nelle zone di versante della Valsugana, al di sotto di questa quota. L'altitudine non costituisce quindi un fattore determinante per la distribuzione del camoscio, così come ricordano anche Mustoni *et al.* (2002), portando gli esempi delle popolazioni del Lago Maggiore e quelle che contornano la valle dell'Adige. Inoltre le basse quote selezionate nell'intero periodo di studio fanno pensare ad una probabile assenza di migrazioni stagionali, ma piuttosto ad un utilizzo delle stesse altitudini durante tutto l'arco dell'anno. A questo proposito i fattori climatici limitanti sono decisamente poco incisivi in area prealpina e le precipitazioni nevose, salvo casi eccezionali che riguardano per lo più le aree sommitali del Grappa, non sono mai così abbondanti da determinare o limitare la scelta degli animali. Sul monte Baldo (Tosi *et al.*, 1996) le quote selezionate sono superiori alle nostre. Gli animali utilizzano solo aree al di sopra dei 1200 metri con preferenza per quelle al di sopra dei 1800. Tuttavia gli autori stessi affermano che i camosci prediligono occupare zone più basse ma con maggiore copertura piuttosto che quelle più aperte di quota, probabilmente per sfuggire alle alte temperature nel periodo estivo. È possibile che la ricerca delle aree più fresche sotto copertura sia una tendenza palese anche in Valsugana e che, in unione con l'effetto esercitato dalla distribuzione delle pendenze, incida sulla selezione della quota.

Gli animali hanno preferito le aree orientate a nord piuttosto che a sud. D'altra parte in un ambiente posto a quote ridotte, con scarso innevamento e temperature mai eccessivamente basse, la ricerca di esposizioni fresche sembra la prima necessità. Sul Monte Baldo (Tosi *et*

al., 1996) le esposizioni preferite sono quelle meridionali (Sud-est, sud, sud-ovest) e, benché si tratti di ambiente prealpino, i risultati sono molto più simili a quelli registrati per gli ambienti alpini (Von Elsner-Schack, 1985; Mustoni *et al.*, 2002). È probabile che sul Baldo le variazioni climatiche, anche in virtù della maggiore escursione altimetrica, incidano sulla scelta dell'habitat molto di più di quanto non avvenga in Valsugana, e che, da questo punto di vista, le somiglianze siano appunto maggiori con le aree alpine.

In zona alpina il camoscio frequenta soprattutto il limite superiore del bosco, la fascia arbustiva di quota (mugheta e alneto), le praterie alpine e i macereti, rimanendo comunque sempre vicina a rupi o salti di roccia necessari come rifugio (Tosi *et al.*, 1996; Ramanzin, 2001; Mustoni *et al.*, 2002). Nella nostra area di studio, distribuendosi per lo più lungo i versanti della bassa Valsugana, ha mostrato una selezione netta nei confronti dei boschi di latifoglie rispetto alle altre formazioni vegetali e alle aree aperte, anche se poste a quote elevate. Questa scelta sembra dipendere soprattutto dalla morfologia dell'area, nella quale le zone a maggior pendenza si distribuiscono soprattutto all'interno dei boschi di latifoglie. Un confronto diretto con i dati del Baldo (Tosi *et al.*, 1996) non sembra possibile per via delle diverse caratteristiche fisionomico-vegetazionali delle due aree, tuttavia quello che gli autori osservano è una selezione negativa per le formazioni boschive e una netta preferenza per le aree aperte di quota. Un risultato esattamente contrario al nostro quindi, ma in Valsugana le aree aperte in quota sono prevalentemente pascoli poco pendenti e inoltre, nel periodo estivo, sono intensamente caricati. Herrero *et al.* (1996), nei Pirenei, hanno dimostrato che animali soggetti a disturbo da pascolamento di domestici tendono ad abbassarsi di quota e selezionare aree a bosco. Anche il maggior disturbo antropico nelle aree al di sopra dei versanti della Valsugana, dovuto anche alla facile raggiungibilità e ad un'indubbia maggiore presenza turistica, può quindi aver contribuito a limitarne l'uso da parte dei camosci..

Durante la fase di esplorazione le scelte degli animali non sono apparse differenti da quelle effettuate durante il restante periodo di studio. Più del 95% delle localizzazioni registrate nella fase esplorativa ricadono nell'areale stabile di distribuzione. Anche se non possiamo escludere, tecnicamente, la possibilità di attraversamento rapido e quindi non documentato delle aree meno idonee, questa concentrazione è chiaramente molto elevata e consente di prevedere che le aree non utilizzate per le "normali" attività della specie siano rifiutate anche durante i movimenti esplorativi. Possono quindi rappresentare, se non delle barriere totali, certamente un serio ostacolo alla connettività tra nuclei diversi.

5.5 Conclusioni

A conclusione del lavoro sulla selezione dell'habitat è possibile affermare che le scelte del camoscio in aree prealpine sono diverse da quelle trovate per popolazioni alpine o comunque di alta montagna (ad esempio il Monte Baldo). Le cause principali sono sicuramente da ricercare nelle diversità climatiche, morfologiche e vegetazionali che incidono direttamente sulla disponibilità delle risorse. La grande plasticità dimostrata dal camoscio permette comunque alla specie di adattarsi con sorprendente facilità alla variazione, o in alcuni casi alla totale assenza, della disponibilità di risorse adeguate.

La pendenza è il fattore essenziale che determina la distribuzione dell'animale, mentre gli altri parametri, compreso l'uso de suolo, svolgono un ruolo secondario. L'animale si trova a proprio agio dove le pendenze sono elevate, indipendentemente dalla composizione vegetazionale e dall'ubicazione (quota ed esposizione) delle aree in cui queste sono presenti. Ne risulta che le zone frequentate sono poste a quote decisamente basse rispetto a quelle in cui si è soliti trovare il camoscio alpino e caratterizzate per lo più da boschi di latifoglie, talvolta anche a copertura molto fitta. Solo nel caso dell'esposizione la selezione sembra indipendente dalla pendenza, ma questo perché le classi di pendenza sono equamente distribuite in tutte le esposizioni.

Le ampie aree aperte sono evitate, non solo perché presentano pendenze modeste, ma anche in virtù di un maggior disturbo antropico e zootecnico, che invece risulta assente nelle aree di versante, molto aspre e selvagge. Le aree aperte inoltre offrono uno sviluppo morfologico e un grado di rocciosità decisamente contenuto e, nell'area di studio, le caratteristiche migliori da questo punto di vista sono ancora una volta offerte dalle zone di versante.

Anche la presenza della specie in ambiti prealpini non è una novità, i risultati forniti dall'immissione in Valsugana indicano che il camoscio non solo è in grado di spingersi a quote molto basse, ma anche che può giungere fino ai territori ai confini della pianura. Alla luce delle nuove conoscenze sui possibili habitat frequentati sorge quindi la necessità di "ridisegnare" l'areale di distribuzione potenziale della specie, e dati come quelli ricavati dal presente studio costituiscono sicuramente un'ottima base per delle valutazioni di partenza.

I risultati risulteranno sicuramente importanti anche per futuri interventi di reintroduzione, e in modo particolare per la stima della vocazionalità ambientale. La costruzione di appositi modelli di idoneità dovrà tener conto in modo particolare del fatto che la quota e le diverse

formazioni forestali, non sono dei fattori vincolanti la distribuzione, quanto invece lo possono essere pendenza o sviluppo morfologico della superficie.

Infine gli animali si spostano sul territorio seguendo i percorsi che ricalcano le aree a maggiore idoneità. Una corretta analisi dell'habitat può permettere quindi di individuare, anche a priori attraverso lo studio delle vocazionalità, le aree utili per gli spostamenti ed eventuali barriere. Tale concetto è valido sia a scala di progetto, per comprendere o ipotizzare il comportamento spaziale di una popolazione, sia a scala più ampia, per individuare i possibili corridoi ecologici di connessione tra gruppi diversi all'interno di una metapopolazione.

4° Contributo

6. Comportamento spaziale post rilascio dello stambecco in Marmolada

6.1 Premessa

Il quarto contributo sperimentale considera il comportamento spaziale post-rilascio di un nucleo di stambecco alpino liberato in provincia di Belluno, nel gruppo della Marmolada. Vengono considerate l'eventuale dispersione, la fase di mobilità post-rilascio e le caratteristiche degli home range nell'arco dei primi 15 mesi dall'immissione. Per questo, e per il fatto che anche in questo caso si tratta di un restocking, il lavoro consente un confronto indiretto con il primo contributo.

Alcuni lavori sulle strategie spaziali dello stambecco sono stati condotti in Francia (Michallet, 1994; Terrier *et al.*, 1994; Tron *et al.*, 1994) e Spagna (Escos e Alados, 1992). In Italia la maggior parte delle informazioni deriva dagli studi condotti nel Parco Nazionale del Gran Paradiso (Francisci *et al.*, 1985; Parrini *et al.*, 2003; Grignolio *et al.*, 2004). Nel territorio nazionale, nonostante i progetti di reintroduzione siano stati numerosi, quelli adeguatamente monitorati scarseggiano; il riferimento più interessante è uno studio condotto sulle Alpi Orobie (Pedrotti, 1995). Informazioni a proposito di interventi di restocking in zona alpina si hanno solo su un intervento condotto nel Parco Naturale Adamello Brenta (Mustoni *et al.*, 2006) che tra l'altro risulta ancora in fase di sviluppo.

Il “Progetto Stambecco Marmolada”, di cui si è parlato nell'introduzione generale, è perciò un'ottima occasione per indagare un aspetto, quello del comportamento spaziale dopo interventi di restocking, che non ha riscontri scientifici nel caso dello stambecco. Per quanto riguarda questo contributo sperimentale, i principali aspetti trattati possono essere così riassunti:

- ✓ Analizzare i processi di adattamento all'ambiente di liberazione: si manifestano fenomeni di elevata mobilità e di esplorazione dello spazio nell'immediata fase post-rilascio? Qual è la loro durata? Sono presenti casi di allontanamento dalla colonia della Marmolada?

- ✓ Studiare le caratteristiche delle aree vitali: che necessità hanno gli animali in termini di spazio? Come si può descrivere al meglio il comportamento spaziale tramite l'home range? Come variano le dimensioni delle aree occupate nelle diverse stagioni?
- ✓ Esaminare le modalità di occupazione dell'habitat in relazione alle stagioni: come si sovrappongono le aree occupate nelle diverse fasi del ciclo biologico nel primo anno di studio? È possibile distinguere zone di svernamento da zone di estivazione oppure lo spazio è utilizzato in modo uniforme?

6.2 *Materiali e metodi*

6.2.1 Home range

Per la stima delle superfici sono stati utilizzati due metodi di calcolo:

minimo poligono convesso (MCP): come visto (2° contributo; paragrafo 4.2.1) è uno dei metodi più utilizzati (Kenward, 1987) ma che spesso fornisce delle sovrastime. Nel caso dello stambecco in Marmolada può però produrre delle indicazioni interessanti sull'ampiezza della superficie di ciascun animale, non solo per le attività di alimentazione e riposo, ma anche per quelle di spostamento tra le aree di maggior frequentazione;

cluster: l'analisi cluster è un metodo molto valido per separare le aree di maggior frequenza e risulta particolarmente utile per indagare i patterns d'uso dello spazio per quelle specie che utilizzano il territorio in modo molto eterogeneo (Kenward *et al.*, 2003) come avviene nel caso dello stambecco (Mustoni *et al.*, 2002). Si tratta di un metodo che risulta più accurato quando le localizzazioni sono molto frammentate, distribuite in gruppi sul territorio, perché ciascun cluster viene trattato separatamente e fa riferimento solo alle localizzazioni comprese al suo interno, non alla media armonica dei fix (Kenward, 1987). Si presta pertanto per definire, all'interno del MCP complessivo, quelle aree effettivamente usate dagli animali.

Utilizzando il software Ranger VI© (Kenward *et al.*, 2003), sono stati calcolati:

- ✓ home range annuale: disponendo dei dati dei primi 15 mesi di studio è stata stimata per ciascun animale l'area occupata nel primo anno di studio, per un totale quindi di 9 home range.
- ✓ home range stagionali: calcolati su base trimestrale. La suddivisione delle stagioni è stata scelta in riferimento alle fasi comportamentali della specie, con particolare

riferimento al periodo riproduttivo che si posiziona a cavallo tra dicembre e gennaio (Mustoni *et al.*, 2002), e in base a quanto già realizzato da altri autori in studi simili (Parrini *et al.*, 2003). La suddivisione è la seguente: giugno-agosto (estate), settembre-novembre (autunno), dicembre-febbraio (inverno), marzo-maggio (primavera). I dati relativi ai pochi giorni di monitoraggio di maggio 2006 (mese della liberazione) sono stati inclusi nel trimestre estivo.

Il comportamento spaziale è stato approfondito con l'analisi delle sovrapposizioni tra gli home range trimestrali calcolate con la seguente formula:

$$S = C * 100 / (A + B - C)$$

Dove:

- ✓ S = percentuale di sovrapposizione
- ✓ A = superficie del primo home range
- ✓ B = superficie del secondo home range
- ✓ C = superficie in comune tra A e B

Per ovvie ragioni legate al dataset disponibile sono stati calcolati le overlap solo tra stagioni successive del primo anno di studio.

6.2.2 Esplorazione dello spazio

Anche in questo caso si farà riferimento ai parametri già visti nel primo contributo sperimentale:

- ✓ *indice di dispersione delle localizzazioni* (R^2): che, calcolato con l'estensione "Animal movement" (Hooge e Etchenlaub, 1997) del software Arcview 3.2, fornisce informazioni riguardo l'ampiezza dello spazio utilizzato. Verrà rappresentato l'andamento completo dei primi 15 mesi e anche un confronto tra i trimestri estivi del 2006 e del 2007;
- ✓ *distanza tra i centri di attività mensili*: è un indice di scostamento tra i baricentri delle aree occupate. È stato stimato il trend dei 15 mesi disponibili.

Unitamente a questo sono stati presi in considerazione anche altri indicatori di mobilità che, anche se fanno riferimento alle superfici utilizzate dagli animali, sono in grado di fornire dei risultati interessanti riguardo la eventuale fase di instabilità spaziale post-rilascio:

- ✓ *percentuale di sovrapposizione tra home range estivi 2006 e 2007*: come suggeriscono Tosi *et al.* (1996) le aree degli home range sono molto sensibili alle attività di esplorazione dello spazio e quindi in genere sono più ampie nei primi mesi dopo la liberazione, e possono avere baricentri spostati, rispetto a quelli occupati a stabilizzazione avvenuta. Se si verificasse un caso del genere il grado di sovrapposizione tra i due home range potrebbe risultare basso o nullo;
- ✓ *percentuale di sovrapposizione dell'home range estivo del primo anno sull'home range annuale successivo*: in pratica l'home range del periodo giugno-agosto 2006 è stato sovrapposto a quello annuale da settembre 2006 ad agosto 2007. Si tratta di un indicatore che ci permette di capire quanta della superficie occupata nei primi mesi (quelli che dovrebbero essere interessati dai fenomeni di esplorazione) è frequentata anche nei periodi successivi. In pratica suggerisce la fedeltà spaziale tra il periodo critico di adattamento al nuovo ambiente e quello successivo alla stabilizzazione.

6.2.3 Analisi statistica

L'integrazione dello studio sulla mobilità attraverso le sovrapposizioni tra home range estivi, e tra home range estivo del primo anno e il successivo home range annuale, è stata descritta con medie e deviazioni standard.

Allo stesso modo l'home range annuale è stato espresso attraverso l'utilizzo di descrittive semplici per dare un'idea della media e della variabilità dei dati ottenuti.

La variabilità dell'indice di dispersione dei fix, delle distanze tra i centri di attività mensili, degli home range trimestrali e delle sovrapposizioni è stata analizzata con modelli ANOVA, secondo la procedura PROC MIXED (SAS, 1999), che di volta in volta hanno tenuto conto dell'effetto di diversi fattori (l'effetto animale è sempre stato testato come random) come esposto nei seguenti modelli:

Per l'indice di dispersione dei fix (anche per il confronto tra i trimestri estivi 2006-2007) e le distanze tra i centri di attività:

$$Y_{ij} = M_i + AN_{i;j} + e_{ij}$$

dove:

- ✓ Y = indice di dispersione delle localizzazioni o distanza tra i centri di attività
- ✓ M = effetto fisso del mese (i: da 1 a 15 per R²; da 1 a 14 per centri di attività)
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale
- ✓ e = errore di ogni osservazione

Per gli home range trimestrali e le sovrapposizioni:

$$Y_{ijk} = M_i + S_j + (M*S)_{ij} + AN_{ijk} + e_{ijk}$$

dove:

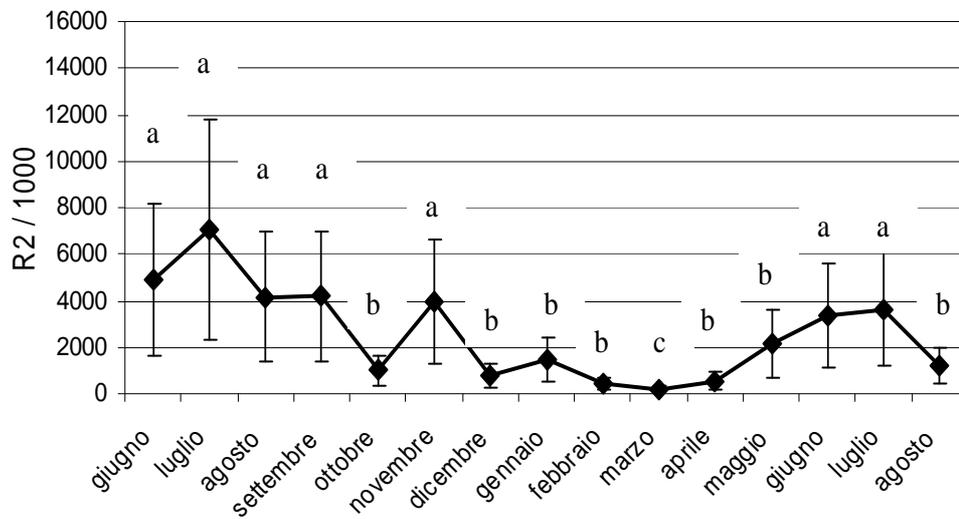
- ✓ Y = dimensione degli home range o percentuale di sovrapposizione
- ✓ M = effetto fisso del metodo di calcolo (i = minimo poligono convesso, cluster)
- ✓ S = effetto fisso della stagione (j = estate, autunno, inverno, primavera)
- ✓ M*S = interazione tra metodo di calcolo e stagione
- ✓ AN = effetto fisso dell'animale
- ✓ e = errore di ogni osservazione

6.3 Risultati

6.3.1 Mobilità ed esplorazione dello spazio

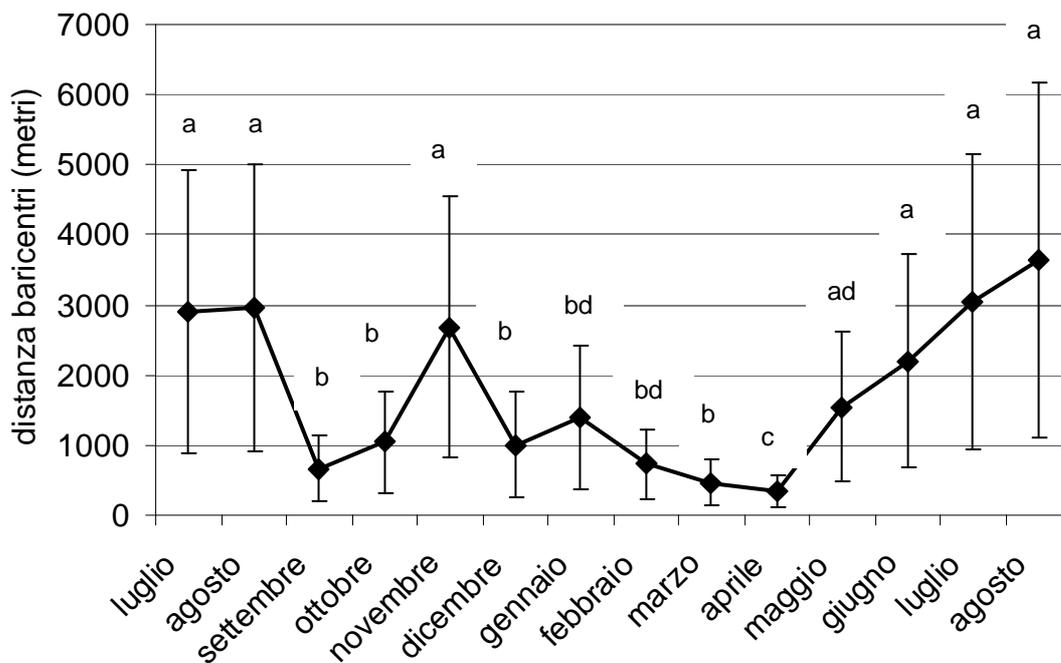
L'analisi della varianza per l'indice di dispersione dei fix indica che l'effetto della mese (unico fattore testato) incide significativamente sull'ampiezza degli spostamenti (g.l. = 14; F = 0.27; P < 0.001). Il trend di mobilità nei primi 15 mesi è rappresentato in figura 6.1. Il picco di massima mobilità si verifica un mese dopo la liberazione, nel mese di luglio. Successivamente si assiste ad un decremento progressivo fino al mese di aprile, con l'esclusione di novembre quando il valore dell'indice sale su livelli simili a quelli registrati nel periodo estivo. Verso fine primavera gli animali cominciano ad incrementare la loro mobilità sul territorio e, nell'estate del secondo anno, si assiste ad un andamento simile a quello visto per il primo trimestre post-rilascio, seppur con valori più contenuti. Gli spostamenti compiuti degli animali sono praticamente uguali tra le estati del 2006 e 2007; le differenze si limitano al mese di agosto che risulta significativamente diverso da tutti gli altri.

Figura 6.1.: effetto della mensilità sull'indice di dispersione delle localizzazioni (LS means ed errore standard). Andamento annuale (a sinistra) e confronto tra i periodi estivi (a destra). Lettere in comune tra le medie indicano una differenza non significativa ($P > 0,05$).



Anche per quanto riguarda l'analisi delle distanze tra i baricentri mensili, il cui andamento è riportato in figura 6.2, si sono riscontrate differenze significative tra le varie mensilità (g.l. = 13; $F = 0,15$; $P < 0,001$).

Figura 6.2.: effetto della mensilità sulla distanza tra i centri di attività mensili (LS means ed errore standard). Lettere in comune tra le medie indicano una differenza non significativa ($P > 0,05$).



I risultati ottenuti suggeriscono che gli animali spostano il loro centro di attività specie nei mesi estivi, anche percorrendo distanze in media superiori ai 3 km. Un atteggiamento simile si manifesta anche in tardo autunno, mentre nei restanti periodi dell'anno le variazioni dei centri di attività sono contenuti e a volte anche nell'ordine di qualche centinaio di metri.

L'home range occupato nel primo trimestre, quello di maggiore mobilità, si sovrappone almeno parzialmente in tutti gli animali ad esclusione di uno solo, a quello occupato nella stessa stagione dell'anno successivo, specie se si fa riferimento ai valori calcolati dal cluster (tabella 6.1).

La sovrapposizione con l'home range annuale dell'anno seguente è invece decisamente alta ed indica che gran parte dell'area occupata nella fase post rilascio è comune a quella poi utilizzata nel corso dei successivi 12 mesi (tabella 6.1).

Tabella 6.1.: valori percentuali di sovrapposizione tra home range. L'home range estivo del primo anno è confrontato con quello del secondo e con un home range annuale calcolato a partire dall'autunno del primo anno.

	HR estate 2006 – HR estate 2007		HR estate 2006 – HR set 2006/ago 2007
	MCP	Cluster	MCP
Media	31.6	15.3	70.8
D.S.	22.0	13.5	22.2
Min	0	0	44.7
Max	57.4	45.9	99.2

6.3.2 Home range

La dimensione media degli home range annuali è stimata pari a 3268 ettari con il metodo del minimo poligono convesso e meno della metà, 1239 ettari, con il metodo cluster (tabella 6.2).

Tabella 6.2: dimensioni degli home range annuali (media, deviazione standard, massimo e minimo) calcolate con il metodo cluster e del minimo poligono convesso.

	Cluster	MCP
Media	1239	3268
D.S.	465	718
Max	2005	4060
Min	747	1643

Anche nel caso degli home range trimestrali, le differenze tra i due metodi di calcolo sono notevoli (figura 6.3) e statisticamente significative (tabella 6.3). Il cluster tende a stimare aree che sono circa la metà di quelle ottenute con il minimo poligono convesso. Anche tra stagioni

si riscontrano diversità rilevanti, mentre il rapporto tra i due metodi nelle diverse stagioni non varia significativamente.

Figura 6.3: effetto del metodo (a sinistra) e dell'interazione metodo*stagione (a destra) sulle dimensioni degli home range stagionali (LS means). Lettere in comune tra le medie indicano una differenza non significativa ($P > 0.05$).

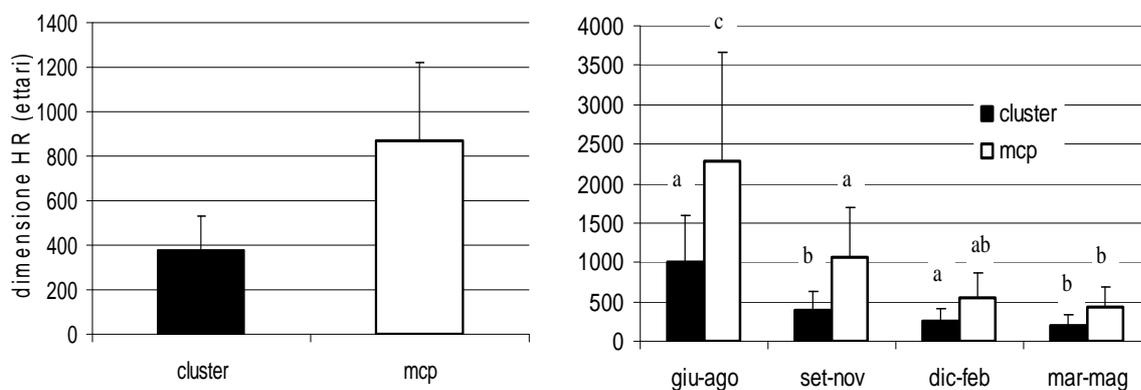


Tabella 6.3: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per le dimensioni degli home range stagionali (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Metodo	1	20.33	***
Stagione	3	27.72	***
Metodo*stagione	3	0.18	n.s.

Nel periodo estivo l'estensione degli home range tocca i picchi massimi, ma anche in autunno restano comunque sopra i 1000 ettari se si considera l'MCP. In inverno e primavera le aree occupate sono simili e abbastanza ridotte.

6.3.3 Sovrapposizioni tra home range

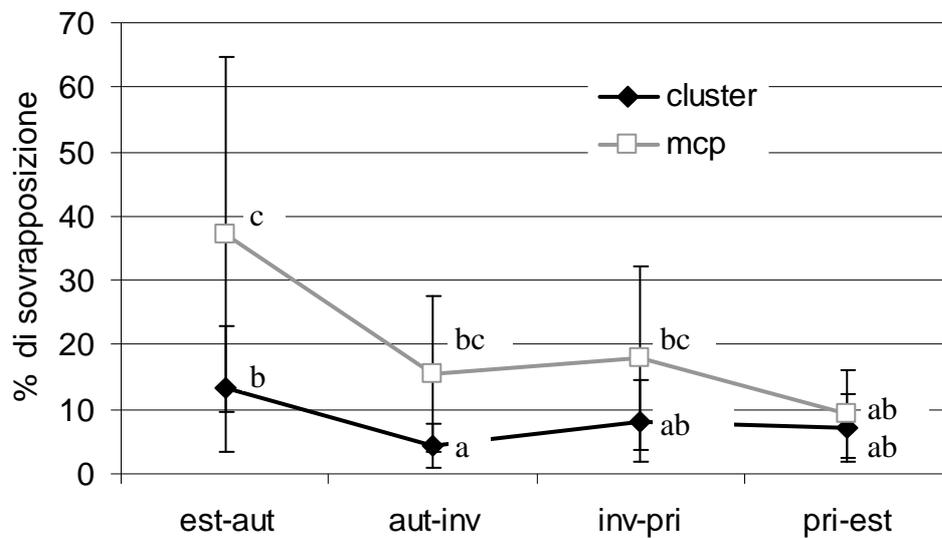
In tabella 6.4 è riportata la significatività degli effetti testati nel modello di ANOVA per la percentuale di sovrapposizione tra home range stagionali. Il grado di overlap è influenzato dal metodo di calcolo e varia nelle stagioni, mentre la differenze tra metodi nei vari trimestri restano invariate.

Il grado di sovrapposizione risulta sempre piuttosto basso, anche se si fa riferimento ai risultati ottenuti con il minimo poligono convesso. Gli home range estivi e autunnali sono quelli più sovrapposti mentre le percentuali più basse si registrano fra autunno e inverno e tra primavera ed estate (figura 6.4).

Tabella 6.4: risultati della procedura PROC MIXED di analisi della varianza per la percentuale di sovrapposizione degli home range stagionali (n.s. = $P > 0,05$; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Effetto	Gradi di libertà	F	P
Metodo	1	10.35	**
Stagione	3	3.35	*
Metodo*stagione	3	0.69	n.s.

Figura 6.4: effetto del metodo di calcolo e della stagione sulla percentuale di sovrapposizione tra home range stagionali successivi (LS means). Lettere in comune tra le medie indicano una differenza non significativa ($P > 0.05$).



6.4 Discussione

L'attività di esplorazione del nuovo ambiente di immissione da parte degli stambecchi liberati in Marmolada non è stata marcata, e non si è assistito a nessun fenomeno di dispersione che abbia portato animali al di fuori del massiccio di studio. Le superfici occupate nel primo trimestre sono quasi completamente contenute all'interno di quelle che gli animali hanno poi frequentato nel successivo anno, a riprova del fatto che i maschi traslocati non si sono allontanati molto da quella che poi hanno scelto come area di insediamento. Anche gli altri indici di mobilità differiscono poco tra il periodo post rilascio e lo stesso periodo dell'anno successivo. Solo la fedeltà all'home range di estivazione (misurata in termini di sovrapposizione tra aree occupate nel 2006 e nel 2007) è risultata modesta, ma altri autori (Michallet, 1994) suggeriscono una moderata fedeltà della specie agli home range stagionali.

Le differenze di questo comportamento post-rilascio con quello osservato per il camoscio in Valsugana (vedi contributo I) sono notevoli. Anche se i camosci liberati nei due versanti della valle non avevano abbandonato i rispettivi gruppi montuosi di liberazione, gli spostamenti dal sito di rilascio erano stati decisamente più evidenti. Un fattore che può avere influenzato questa diversità di comportamento è dato dalle caratteristiche dei luoghi di cattura e di rilascio. Nel caso del camoscio, gli animali sono stati catturati in un ambiente (alpino) molto diverso da quello (prealpino) dove poi sono stati rilasciati, cosa che invece non è avvenuta per lo stambecco, visto che gli luoghi di cattura e liberazioni sono simili. Questo può aver sicuramente contribuito a creare un senso di “smarrimento” negli animali che ha provocato un’esplorazione marcata tesa alla ricerca di un ambiente simile a quello di cattura. ricordiamo ad esempio che alcuni animali liberati nella destra orografica del Brenta hanno compiuto spostamenti di oltre 20 km e si sono stabilizzati in aree molto più simili a quelle alpine. Un secondo fattore da tener presente è che, mentre in Valsugana le densità di camoscio sono molto basse, in Marmolada quelle di stambecco sono abbastanza alte da poter svolgere un importante ruolo di richiamo per i nuovi animali immessi. Si può infine ipotizzare che anche le ampie aree a bosco e le grandi vallate, specie se urbanizzate abbiano costituito un limite allo spostamento. Couturier (1962) afferma infatti che lo stambecco è una specie che tende a legarsi ai massicci montuosi e zone rocciose che risultano naturalmente separate tra loro. Silvestri (1983) conferma che lo spostamento d’individui verso una nuova area avviene solo raramente, tanto che, secondo Mustoni (2000), mancano riferimenti bibliografici che riportino di incidenti stradali causati dalla presenza dei questo ungulato. Tuttavia, le caratteristiche dell’area di studio e delle zone limitrofe presentano comunque creste elevate che forniscono corridoi ecologici, anche se ristretti, che avrebbero permesso lo spostamento di soggetti “determinati” verso i confinanti massicci del Sella o delle Pale di San Martino, dove sono presenti altri nuclei di stambecco, per cui le barriere naturali non possono essere l’unico motivo della permanenza in loco degli animali.

Parrini *et al.* (2003) notano un aumento delle distanze tra i centri di attività nel periodo autunnale (ricordiamo che la definizione dei trimestri è la stessa) e una riduzione in quello invernale. Il trend in Marmolada è del tutto analogo con la mobilità che, così come lo scostamento reciproco delle aree occupate, aumenta nel periodo precedente la stagione degli amori, forse in risposta al fatto che i maschi cominciano ad essere più irrequieti e tendono a spostarsi sul territorio alla ricerca delle aree frequentate dalle femmine. Gli spostamenti si riducono in inverno e ad inizio primavera, probabilmente sia per motivi legati alle condizioni

climatico-ambientali sia per motivi di ordine sociale e riproduttivo in conseguenza alla possibile permanenza delle femmine nelle aree più idonee (Pedrotti, 1995; Parrini *et al.*, 2003).

Gli home range annuali calcolati con MCP sono abbastanza in linea con quanto riscontrato da Pedrotti (1995) nella Alpi Orobie, dove i maschi di stambecco occupano aree di circa 2600-2700 ettari. Lo stesso autore individua un areale di distribuzione complessivo di circa 3600 ettari, del tutto analogo a quello riscontrato da Mustoni *et al.* (2006) sull'Adamello, nelle Alpi lombarde. Gli studi condotti nel Parco delle Vanoise in Francia (Michallet, 1994; Terrier *et al.*, 1994; Tron *et al.*, 1994) i risultati sono simili e si aggirano tra i 2200 e i 2800 ettari. Estensioni maggiori a 5000 ettari sono state calcolate in Spagna da Escos e Alados (1992). Le superfici calcolate nel Parco Nazionale del Gran Paradiso da Parrini *et al.* (2003) sono invece molto più piccole e variabili tra i 537 e i 682 ettari. Gli stessi autori in questo caso sottolineano che la popolazione da loro studiata, rispetto alle altre colonie alpine frutto di interventi di immissione, ha raggiunto un assestamento notevole e densità molto elevate (10-16 capi/100 ha). La densità tuttavia, non dovrebbe essere molto importante nel definire le dimensioni degli home range, in quanto la gregarietà maschile dello stambecco induce la specie a condividere le aree vitali senza alcuna difficoltà all'aumentare della densità (Peracino, 1989; Pedrotti 1995).

Per quanto riguarda gli home range stagionali Parrini *et al.* (2003) nel Gran Paradiso stimano superfici più ridotte di quelle riscontrate in questo lavoro, con valori massimi attorno ai 250-300 ettari (popolazione non reintrodotta e ad alte densità), ma individuano un andamento stagionale del tutto analogo al nostro. Anche Pedrotti (1995) calcola home range stagionali, utilizzando però una classificazione diversa. In questo caso le aree occupate sono risultate pari a 1100 ha nel periodo estivo (15 giugno – 14 novembre), 1194 ha in quello invernale (15 novembre – 31 marzo) e 581 in quello primaverile (1 aprile – 14 giugno). Il fatto che la definizione dei periodi sia differente da quella da noi adottata non permette una comparazione diretta fra gli HR dei due lavori, ma le dimensioni delle aree sono abbastanza simili e anche i trend non si discostano molto, con aree di dimensioni elevate soprattutto nei periodi estivo e pre-invernale.

Riassume comunque evidente che gli stambecchi liberati in Marmolada hanno utilizzato lo spazio in modo molto eterogeneo, con una serie di clusters, anche di piccole dimensioni e a volte notevolmente distanziati tra di loro, e che i diversi individui utilizzavano con spostamenti periodici. Questo comportamento potrebbe essere legato ad una instabilità sociale

degli individui liberati, che quindi si spostavano da un gruppo maschile all'altro per saggiare quelli più idonei e/o recettivi. In questo caso, si dovrebbe avere nei maschi di pari età autoctoni una maggiore stabilità spaziale e sociale (fedeltà ai gruppi). Non sono state reperite informazioni al riguardo in bibliografia e il primo anno dello studio non prevedeva il monitoraggio di animali locali, per cui al momento questa rimane un'ipotesi di studio.

L'effetto della ricognizione territoriale post-rilascio, per quanto contenuta, ha probabilmente sortito un effetto sulla dimensione dell'home range estivo che risulta il più ampio. In autunno le superfici occupate restano comunque abbastanza ampie, e questo può essere legato non solo alla già accennata alta mobilità pre-riproduttiva, ma anche, come suggeriscono Parrini *et al.* (2003), allo spostamento dei maschi dai pascoli alpini alle zone di svernamento. Questo giustificherebbe anche l'andamento del grado di sovrapposizione degli home range con una maggiore superficie in comune tra aree estive e autunnali, e minore tra aree autunnali e invernali proprio in seguito allo spostamento. Parrini *et al.* (2003) indicano un valore di sovrapposizione tra estate e autunno pari a circa il 30% nel primo anno di studio e del 50% nel secondo. Quello tra autunno e inverno è invece molto più alto del nostro e si aggira attorno al 60%. Tra inverno e primavera il grado di sovrapposizione è del 40% circa. Lo scostamento con i nostri dati nel periodo autunno-inverno potrebbe essere legato alla data di inizio migrazione. È risaputo che gli spostamenti sono legati all'andamento meteorologico ed in particolare alla presenza della neve che, come notato anche in altre specie di ungulati, è la causa principale delle migrazioni stagionali (Schmidt, 1993; Koubek e Hrabec, 1996; Parrini *et al.*, 2003; Ramanzin *et al.*, 2007) e svolge un'azione di primaria importanza nel ritardare o, al contrario, anticipare il raggiungimento dell'home range invernale

I trend stagionali degli home range non cambiano se si utilizza un metodo piuttosto dell'altro ma le differenze sulle dimensioni stimate sono sempre notevolmente differenti. Il minimo poligono convesso stima superfici che sono spesso più del doppio di quelle calcolate con i cluster. Il primo metodo fornisce una sovrastima notevole se ciò che si intende rappresentare sono le aree di maggior frequenza dell'animale. Tuttavia, quando le localizzazioni sono distribuite eterogeneamente sul territorio, può essere utile per rappresentare la totalità dell'area necessaria anche alle fasi di ispezione occasionale, di spostamento tra le zone preferite o di eventuali migrazioni. Il concetto quindi è quello di un home range "allargato" anche se spesso, per via della rigidità geometrica, può contenere al suo interno aree chiaramente non idonee, come ad esempio ghiacciai, boschi fitti di fondovalle, strade. Per una specie come lo stambecco che usa l' spazio a "spot" (Pedrotti,

1995) un'analisi congiunta dei due metodi di calcolo può essere interessante per individuare le direzioni di spostamento e i corridoi preferenziali di collegamento tra le aree a maggior frequentazione.

6.5 Conclusioni

Il restocking dello stambecco in Marmolada si è rivelato ha rivelato un rapido adattamento al nuovo ambiente da parte degli animali rilasciati. Non si è assistito a nessun fenomeno di allontanamento dalla colonia verso altri nuclei di stambecco presenti nei territori limitrofi del Sella e delle Pale di San Martino. Le incisioni delle valli delimitanti il gruppo della Marmolada, con la forte presenza di aree urbanizzate, possono sicuramente svolgere un ruolo di forte limite (ma non di completa barriera) alla dispersione, anche se in questo caso è più probabile che la permanenza nell'area di rilascio sia dipesa soprattutto dall'azione di ancoraggio svolta dall'abbondante nucleo di stambecco già esistente. La fase di instabilità post-rilascio non è stata molto marcata. Questo è suggerito non solo dal fatto che gli animali hanno frequentato le stesse zone già occupate dagli stambecchi autoctoni, ma anche dal fatto che il loro grado di mobilità, nello stesso periodo del secondo anno corrispondente alla liberazione, è del tutto simile. La fase di adattamento si è manifestata semplicemente con una maggior frequenza di spostamento, evidente fino al terzo mese dopo il rilascio, tra le aree ritenute più idonee.

Nel complesso e pur con una doverosa prudenza, i nostri risultati suggeriscono comunque che, se si intende liberare una specie come lo stambecco a fini di restocking, la probabilità di permanenza nel luogo di liberazione, vista anche la sua sviluppata tendenza gregaria (Peracino *et al.*, 1989; Mustoni *et al.*, 2002), sarà alta in presenza di un nucleo già consolidato.

Pur con l'avvertenza che i lavori disponibili in bibliografia sono molto limitati, le dimensioni degli home range riscontrate in questo lavoro sono ampie e più simili a quelle osservate in seguito a reintroduzioni che a quelle osservate in popolazioni autoctone, assestate e con densità elevate. Abbastanza simili sembrano invece gli andamenti stagionali, che vedono un aumento dell'ampiezza delle aree frequentate in estate e autunno rispetto a quelle dell'inverno e della primavera. Indipendentemente dalle dimensioni dell'home range, sulle sue variazioni del corso dell'anno sembrano quindi incidere l'omogeneità degli ambienti frequentati e delle sigenze biologiche della specie. In Marmolada, rimane comunque interessante l'utilizzo dello spazio tipicamente a cluster esibito dagli animali. Più che

conclusioni, da questo emergono interessanti ipotesi da esplorare con il proseguimento dello studio. La prima è se questo è comune anche ai maschi locali, o se è invece adottato dai maschi liberati a seguito di un ancora incompleto inserimento sociale. Una risposta sarà però fornita nei prossimi anni dal confronto con un gruppo di soggetti maschi autoctono di pari età marcato nell'estate 2007. Questi permetteranno anche di verificare, nel caso l'uso dello spazio a clusters fosse comune ai maschi autoctoni, le relazioni con la distribuzione delle risorse e il comportamento sociale, anche di fronte al previsto aumento della densità nei prossimi anni. Non va dimenticato, a questo riguardo, che le caratteristiche ambientali delle Alpi orientali, anche all'interno degli habitat idonei allo stambecco, sono ben diverse da quelle delle alpi occidentali.

7. Bibliografia

- Aebischer N.J., Robertson P.A., Kenward R.E., 1993. *Compositional Analysis of habitat use from animal radio-tracking data*. Ecology, 74: 1313-1325.
- Apollonio M., 2004. *Gli ungulati in Italia: status, gestione e ricerca scientifica*. Hystrix It. J. Mamm. (n.s.), 15(1): 21-34.
- Armstrong D.P., Seddon P.J., 2007. *Directions in reintroduction biology*. Trends Ecol. Evol., doi:10.1016/j.tree2007.10.003
- Basille M., Calenge C., Marboutin E., Andersen R., Gaillard J.M., 2007. *Assessing habitat selection using multivariate statistics: some refinements of the ecological-niche factor analysis*. Ecol. Model., 211: 233-240.
- Berduco C., Bousses, 1985. Social grouping patterns of a dense population of chamois in the Western Pyrenees National Park, France. Ecol. Behav.
- Bjar G., Selas V., Lund L.o., Hjeljord O., 1991. *Movements and home range dynamics of roe deer, Capreolus capreolus L., in southeastern Norway*. Fauna Norv. Ser. A., 12 : 12-18.
- Bideau E., Gerard J.F., Vincent J.P., Maublanc M.L., 1983. *Effects of age and sex on space occupation by European roe deer*. J. Mammal., 74: 745-751.
- Bizzarri L., Sforzi A., Ragni B., 2007. *The reintroduction of felix silvestris silvestris in Maremma Regional Park (Grosseto, Italy)*. Hystrix – The Italian Journal of Mammalogy, vol.II, supp.2007.
- Bizzarri L., Calò C.M., Dell’Orso M., Fermanelli A., Forconi P., Rossetti A., 2007. *The reintroduction of the red deer (Cervus elaphus) in the National Park of Monti*

- Sibillini (2005-2007)*. Proceedings of the 1st International Conference on Cervus. Fiera di Primiero, Italy. 14-17 settembre.
- Boillot F., 1986. *La méthodologie du radio-tracking. Son application a l'étude du comportement spatio-temporel du chamois (Rupicapra rupicapra L.) dans les Voges*. Mesogée, 46: 105-112.
 - Borger L., Franconi N., Ferretti F., Fiora M., De Michele G., Gantz A., Coulson T., 2006. *An integrated approach to identify spatiotemporal and individual-level determinants of animal home range size*. The American Naturalist, 168(4): 471-485.
 - Borger L., Franconi N., De Michele G., Gantz A., Maschi F., Manica A., Lovari S., Coulson T., 2006a. *Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates*. J. Anim. Ecol., 75: 1493-1505.
 - Borkowski J., 2004. *Distribution and habitat usage by red and roe deer following a large forest fire in South-western Poland*. Forest Ecol. Manag., 201:287-293.
 - Boschi C., Nievergelt B., 2003. *The spatial patterns of Alpine chamois (Rupicapra rupicapra rupicapra) and their influence on population dynamics in the Swiss National Park*. Mamm. Biol., 68: 16-30.
 - Bright P.W., Smithson T.J., 2001. *Biological invasion provide a framework for reintroductions: selecting areas in England for pine marten releases*. Biodivers. Conserv., 10: 1247-1265.
 - Brinkman T.J., Deperno C.S., Jencks J.A., Haroldson B.S., 2005. *Movement of female white-tailed deer: effects of climate and intensive row crop agriculture*. J. Wild. Manag., 69: 1009-1111.
 - Burt W.H., 1943. *Territoriality and home range as applied to mammals*. J. Mammal., 24: 346-352.

- Busnardo G., Lasen C., 1994. *Incontri con il Grappa. Il paesaggio vegetale*. Edizioni Moro.
- Calenge C., Maillard D., Invernica N., Gaudin J.C., 2005. *Reintroduction of Roe deer *Capreolus capreolus* into a Mediterranean habitat: female mortality and dispersion*. *Wildl. Biol.*, 11: 153-161.
- Carranza J., Hidalgo de Trucios S.J., Medina R., Valencia J., Delgado J., 1991. *Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking*. *Applied Animal Behaviour Science*, 30: 363-371.
- Caughley G., Sinclair A.R.E., 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Cederlund G., 1983. *Home range dynamics and habitat selection by roe deer in a boreal area in Central Sweden*. *Acta Theriol.*, 28: 443-460.
- Cederlund G., Sandegren F., Larsson K., 1987. *Summer movements of female moose and dispersal of their offspring*. *J. Wild. Manag.*, 51: 342-352.
- CGR, 2001. *Volo Italia IT2000, Provincia di Belluno*. Parma, Italy.
- Chalmers G.A., Barret M.W., 1982. Capture myopathy. In: *Noninfectious Diseases of Wildlife*. Hoff G.L., Davis J.W. (eds.). Iowa State University Press: Ames. Pp: 84-94.
- Cibien C., Sempere A., 1989. *Food availability as a factor in habitat use by roe deer*. *Acta Theriol.*, 34: 111-124.
- Cimino L., Lovari S., 2003. *The effects of food or cover removal on spacing patterns and habitat use in roe deer (*Capreolus capreolus*)*. *J. Zool. Lond.*, 261: 299-305.
- Clarke C.M.H., Henderson R.J., 1984. *Home range size and utilization by female chamois (*Rupicapra rupicapra L.*) in the Southern Alps, New Zealand*. *Acta Zoologica Fennica*, 171: 287-291.

- Clutton-Brock T.H., Albon S.D., 1989. *Red deer in the Highlands*. BSP Professional Books, Oxford, UK.
- Clutton-Brock T.H., 1989. *Mammalian mating system*. Proc. R. Soc. Lond. B., 236: 239-372.
- Clutton-Brock T.H., Deutsch J.C., Nefdt R.J.C., 1993. *The evolution of ungulate leks*. Anim. Behav., 40: 79-88.
- Couturier M.A.J., 1938. *Le chamois Rupicapra rupicapra*, L.1758. Artahud, Grenoble.
- Couturier M.A.J., 1962. *Le boquetin des Alpes*. Grenoble.
- Crampe J.P., Caens J.C., Durmec J.L., Pepin D., 1997. *La masse corporelle comme indicateur de la condition physique hivernale de l'Isard, Rupicapra rupicapra pyrenaica (Artiodactyla, Bovidae)*. Mammalia, 61: 73-85.
- Cumming H.G., Beange D.B., 1987. *Dispersion and movements of woodland caribou near Lake Nipigon, Ontario*. J. Wild. Manag., 51: 69-79.
- Debeljak M., Dzeroski S., Jerina K., Kobler A., Adamic M., 2001. *Habitat suitability modelling for red deer (Cervus elaphus L.) in South-central Slovenia with classification trees*. Ecol. Model., 138: 321-330.
- Del Favero *et al.*, 2006. *Carta Regionale dei tipi forestali*. Regione Veneto – Direzione regionale delle foreste e dell'Economia Montana, Accademia Italiana di Scienze Forestali.
- Dunant F., 1977. *Le regime alimentaire du Chamois des Alpes (Rupicapra rupicapra L.); contribution personnelle et synthese des données actuelles sur les plantes broutées*. Rev. Suisse Zool., 84(4): 883-903.
- Duscher A., Reimoser F., 2007. *Habitat use and activity patterns of female red deer (Cervus elaphus) in the Austrian National Park "Hohe Tauern"*. Proceedings of the 1st International Conference on Cervus. Fiera di Primiero, Italy. 14-17 settembre.

- Escos J., Alados C.L., 1992. *The home range of the Spanish ibex in spring and fall*. *Mammalia*, 56: 57-63.
- Ferguson S.H., Elkie P.C., 2004. *Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons*. *Basic and Applied Ecology*, 5: 465-474.
- Francisci F., Focardi S., Boitani L., 1985. *Male and female alpine ibex: phenology of space use and herd size*. In: *The biology and management of mountain ungulates*. Edit.: Lovari S., Croom-Helm, 124-133.
- Forsyth D.M., 2000. *Habitat selection and coexistence of the Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra*) and Himalayan tahr (*Hemitragus jemlahicus*) in the eastern Southern Alps, New Zealand*. *J. Zool. Lond.*, 252:215-225.
- Garcia-Gonzales R., 1983. *datos preliminares para el estudio de las poblaciones de sarrio (*Rupicapra rupicapra pyrenaica* Bonaparte, 1845) en el Pireneo Central*. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 37: 5-15.
- Gese E.M., Andersen D.E., Rongstad O.J., 1990. *Determining home range size of resident coyotes from points and sequential locations*. *J. Wild. Manag.*, 54(3): 501-506.
- Girard I., 2000. *Dynamique des populations et expansion géographique du bouquetin des Alpes (*Capra ibex ibex*) dans le Parc national de la Vanoise*. Thèse de doctorat de dans la spécialité: "Biologie des populations et des écosystèmes". Université de Savoie.
- Greenwood P.J., 1980. *Mating system, philopatry and dispersal in birds and mammals*. *Anim. Behav.*, 28: 1140-1162.
- Grignolio S., Rossi I., Bassano B., Parrini F., Apollonio M., 2004. *Seasonal variation in female alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in relation to climatic conditions and age*. *Ethol. Ecol. Evol.*, 16: 255-264.

- Guisan A., Zimmermann N.E., 2000. *Predictive habitat distribution models in ecology*. *Ecol. Model.*, 135, 147:186.
- Hamr J., 1984. *Home range sizes of male chamois, Rupicapra rupicapra, in the Tyrolean Alps, Austria*. *Acta Zoologica Fennica*, 171: 293-296.
- Hamr J., 1984a. *Tesi di dottorato*. Leopold-Franzens University, Innsbruck, Tirol, Austria.
- Hamr J., 1985. *Seasonal home range size and utilization by females chamois (Rupicapra rupicapra L.) in northern Tyrol*. In: *The biology and management of mountain ungulates*. Edit.: Lovari S., Croom-Helm, 124-133.
- Hamr J., Czakert H., 1986. *Circadian activity rhythms of chamois in Northern Tyrol, Austria*. *Proc. Fifth Bienn. Symp. North. Wild Sheep and Goat Council*.
- Hanley T.A., 1984. *Habitat patches and their selection by wapiti and black-tailed deer in a coastal montane coniferous forest*. *Journal of Applied Ecology*, 21: 423-436.
- Heezen K.L., Tester J.R., 1967. *Evaluation of radio-tracking by triangulation with reference to deer movements*. *J. Wild. Manag.*, 31: 142-141.
- Hemani M.R., Watkinson A.R., Dolman P.M., 2004. *Habitat selection by sympatric muntjac (Muntiacus reevesi) and roe deer (Capreolus capreolus) in a lowland commercial pine forest*. *Forest Ecol. Manag.*, 194: 49-60.
- Herrero J., Garin I., Garcia-Serrano A., Garcia-Gonzales L., 1996. *Habitat use in a Rupicapra pyrenaica pyrenaica forest population*. *Forest Ecol. and Manag.*, 88: 25-29.
- Hoffmann R.R., 1989. *Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system*. *Oecologia*, 78: 443 – 457.

- Hooge P.N., Etchenlaub B., 1997. Animal movement extension to Arc View, ver. 1.1. Alaska Biological science Center. US Geological Survey, Anchorage – Alaska.
- Howard W.E., 1960. *Innate and environmental dispersal of individual vertebrates*. American Midland Naturalist, 63: 152-161.
- Johnson H.D., 1980. *The comparison of usage and availability measurements for evaluating resources preferences*. Ecology, 61(1): 65-71.
- Johnson C.J., Nielsen S.E., Merrill E.H., McDonald T.R., Boyce M.S., 2006. *Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods*. J. Wild. Manag., 70(2): 347-357.
- Jullien J.M., Loison A., Pepin D., 1997. *Domaines vitaux des chamois dans les Bauges*. Bull. Mens. Off. Natl. Chasse, 221: 5-9.
- Keating K.A., Cherry S., 2004. *Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies*. J. Wild. Manag., 68(4): 774-789.
- Kenward R.E., 1987. *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, San Diego CA.
- Kenward R.E., South A.B., Walls S.S., 2003. *Ranges6 v 1.2: for the analysis of tracking and location data. Online manual*. Anatrack Ltd. Wareham, UK
- Komers P.E., Peder Curman G, 1999. *The effect of demographic characteristics on the success of ungulates re-introductions*. Biol. Consev., 93: 187-193.
- Koubek P., Hrabe V., 1996. Home range dynamics in red deer (*Cervus elaphus*) in a mountain forest in central Europe. Folia Zoologica, 45: 219-222.
- Kramer A., 1969. *Soziale organization und social-verhalten einer Gemspopulation (*Rupicapra rupicapra L.*) der Alpen*. Z. Tierpsychol., 26: 889-964.

- Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T.A., 2005. *Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation?* Biol. Conserv., 125: 169-182.
- Kucera T.E., 1992. *Influences of sex and weather on migration of mule deer in California.* Great Basin Naturalist, 52: 122-130.
- IUNC, 1987. *The IUNC position statement on traslocation of living organism. Introductions, re-introductions and re-stocking. Species Survival Commission and Comm. on Ecology, Environmental Policy, law and administration.* Gland (CH).
- Ladini F., 1990. *Il camoscio delle alpi.* Ghedina e Tassotti Ed. Bassano del Grappa (VI).
- Lamberti P., Mauri L., Apollonio M., 2004. *Two distinct patterns of spatial behaviour of female roe deer (Capreolus capreolus) in a mountainous habitat.* Ethol. Ecol. Evol., 16 : 41-53.
- Lamberti P., Mauri L., Merli E., Dusi S., Apollonio M, 2006. *Use space and habitat selection by roe deer (Capreolus capreolus) in a mediterranean coastal area : how does woods landscape affect home range ?.* J. Ethol., 24: 181-188.
- Lastras M.E., Pastor J., Marco I., Ruiz M., Vinas L., Lavin S., 2000. *Effects of sarcoptic mange on serum proteins and immunoglobulin G levels in chamois (Rupicaprapyrenaica) and Spanish ibex (Capra pyrenaica).* Veterinary Parasitology, 88: 313-319.
- Leung B., Grenfell B.T., 2003. *A spatial stochastic model simulating a scabies epidemic and coyote population dynamics.* Ecological Modelling, 166: 41-52.
- Levet M., Appolinaire J., Catusse M., Thion N., 1995. *Elements demographiques, comportement spatial et dispersion d'une population d'Isard (Rupicapra p. pyrenaica) en phase de colonisation.* Mammalia, 59 (4): 489-500

- Litvaitis J.A., Titus K., Anderson E.M., 1996. *Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods*. In: Research and management techniques for wildlife and habitats. Edit.: Theodore A., bookhout, 254-275.
- Loison A., Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jorgensen J.T., Jullien J.M., 1999. *Age-Specific Survival in Five Populations of ungulates: Evidence of Senescence*. Ecology, 80(8): 2539-2554.
- Lovari S., 1984. *Il popolo delle rocce*. Rizzoli, Torino.
- Lyons A.L., Gaines W.L., Servheen C., 2003. *Black bear resource selection in the northeast Cascades, Washington*. Biological Conservation, 113: 55-62.
- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., 1993. *Resource selection by animals*. Chapman & Hall, London (UK).
- Marchal C., Gerard J.F., Delorme D., Boisaubert B., Bideau E., 1998. *Space and Habitat use by field roe deer (Capreolus capreolus) in mid-winter and mid-growing season*. Gibier Faune Sauvage, Game Wildl., 15: 737-746.
- Massolo A., Peronace V., Di Franco N., Lovari S., 2007. *Ranging movements and habitat selection of red deer hinds upon a reintroduction*. Proceedings of the 1st International Conference on Cervus. Fiera di Primiero, Italy. 14-17 settembre.
- Maudet C., Miller C., Bassano B., Breitenmoser-Wursten C., Gauthier D., Obexer-Ruff G., Michallet J., Taberlet P., Luikart G., 2002. *Microsatellite DNA and recent statistical methods in wildlife conservation management: applications in Alpine ibex (Capra ibex ibex)*. Molecular Ecology, Vol.11 n. 3.
- Michallet J., 1994. *Domaines vitaux et déplacements de Bouquetins des Alpes (Capra ibex L.) dans le massif de Belledonne-Sept-Laux: bilan de deux années de suivi telemetrique*. Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise, 18: 239-248.

- Michallet J., Toigo C., 2000. *Home ranges of chamois (Rupicapra rupicapra Cartesiana) traslocated to reinforce a population in the Grande Chartreuse Mountain Massif, Isere*. Game and Wildlife Science, 17(4): 259-272.
- Mustoni A., 2000. *Studio di fattibilità per la reintroduzione dello stambecco delle alpi sulle Pale di San martino, sulle Dolomiti Bellunesi e sui comprensori montuosi limitrofi*. Istituto Oikos.
- Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E., Tosi G., 2002. *Ungulati delle Alpi: biologia, riconoscimento, gestione*. Nitida Immagine Editrice.
- Mustoni A., Chiozzini S., Carlini E., Lattuada E., Chirichella R., Cetto E., Stefani G., Stella E., 2006. *Lo stambecco delle Alpi (Capra ibex inbex, L.1758) nel Parco Naturale Adamello Brenta: dalla reintroduzione al restocking*. Proceedings of III International Conference on Alpine ibex, Pontresina, Switzerland, 12-14 October 2006.
- Mysterhud A., 1999. *Seasonal migration pattern and home range of roe deer (capreolus capreolus) in an altitudinal gradient in southern Norway*. J. Zool. Lond., 247, 479-486.
- Mysterud A., Larsen P.K., Ims R.A., Ostbye E., 1999. *Habitat selection by roe deer and sheep: does habitat ranking reflect resource availability?* Can. J. Zool., 77: 776-783.
- Mysterud A., Langvatn R., Stenseth N.C., 2004. *Patterns of reproductive effort in male ungulates*. J. Zool., 264: 209-215.
- Nielsen E.B., Pedersen S., Linnell J.D.C., 2007. *Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions?* Ecol. Res., DOI 10.1007/s11284-007-0421-9.
- Nicholson M.C., Bowyer R.T., Kie J.G., 1997. *Habitat selection and survival of mule deer: trade-off associated with migration*. J. Mammal., 78: 408-504.

- Parrini F, Grignolino S, Luccarini S, Bassano B., Apollonio M, 2003. *Spatial behaviour of adult male Alpine ibex Capra ibex ibex in the Gran Paradiso National Park, Italy*. Acta Theriol., 48(3): 411-423.
- Pedrotti L., 1995. *La reintroduzione dello stambecco (Capra ibex ibex) nelle Alpi Orobie*. Tesi di dottorato in Scienze Naturalistiche e Ambientali. Università di Milano, dipartimento di Biologia, sezione di Botanica Sistemtica.
- Pedrotti L., Duprè E., Preatoni D., Toso S., 2001. *Banca dati ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione, prelievo venatorio e potenzialità delle popolazioni di Ungulati in Italia*. Biol. Cons. Fauna.
- Pelletier F., Festa-Bianchet M., 2006. *Sexual selection and social rank in bighorn rams*. Anim. Behav., 71: 649-655.
- Peracino V., Bassano B., Grimod I., 1989. *Alcuni aspetti dell'uso dello spazio, dell'organizzazione sociale e della dinamica di popolazione dello stambecco (Cpra ibex ibex) in un'area campione del Parco Nazionale del Gran Paradiso*. Coll. Scient. PNGP, p69.
- Perco F., Perco D., 1979. *Il Capriolo*. Edizioni Carso.
- Perco F., Peresin P., Mattedi S., Semenzato R., 1997a. Azienda Faunistico Venatoria di Cismon del Grappa. *Studio di fattibilità della reintroduzione del camoscio (Rupicapra rupicapra Linneus, 1758) nel territorio dell'Azienda e in quello della riserva alpina di Cismon del Grappa*.
- Perco F., Peresin P., Mattedi S., Semenzato R., 1997b. Riserva Alpina di S. Nazario (VI). *Studio di fattibilità della reintroduzione del camoscio (Rupicapra rupicapra Linneus, 1758) nel territorio della riserva*.
- Perco F., Peresin P., Mattedi S., Semenzato R., 1997c. *Riserva alpina di Enego. Studio di fattibilità della reintroduzione del camoscio (Rupicapra rupicapra Linneus, 1758) nel territorio della riserva*.

- Perez-Barberia F.J., Nores C., 1994. *Seasonal variation in group size of Cantabrian chamois in relation to escape terrain and food*. Acta Theriologica, 39(3): 295-305.
- Perle A., Hamr J., 1985. *Food habits of chamois (Rupicapra rupicapra) in Northern Tyrol*. In: The biology and management of mountain ungulates. Edit.: Lovari S., Croom-Helm, 124-133.
- Primack R.B., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Ass., Sunderland, Massachusset.
- Ramanzin M., 1999. *Biometria e informazioni gestionali nel camoscio*. In: Atti dell'euroconvegno "Il camoscio, gestione e sanità", Auronzo di Cadore (BL), 26/27 febbraio 1999. Provincia di Belluno-Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia, Università di Torino, 39-50.
- Ramanzin M., 2001. *Gli ungulati selvatici della provincia di Belluno*. Amministrazione provinciale di Belluno - Assessorato alla tutela della fauna, alle attività ittiche e venatorie. Belluno.
- Ramanzin M., 2001a. *"Programma di Analisi Ambientale in Provincia di Vicenza"*. Relazione scientifica finale, Dipartimento di Scienze Zootecniche dell'università di Padova-Amministrazione Provinciale di Vicenza. Con la collaborazione di: Ane Miren Agirrezabal, Martina Anese, Jeanette Bizzotto, Claudio Frescura, Luca Frasson, Simonetta Fuser, Sandro Nicoloso.
- Ramanzin M., 2007. *La gestione del capriolo in provincia di Belluno: imparare dal passato per migliorare nel futuro*. Amministrazione provinciale di Belluno - Assessorato alla tutela della fauna, alle attività ittiche e venatorie. Belluno.
- Ramanzin M., Sturaro E., Zanon D., 2007. *Seasonal migration and home range of roe deer (Capreolus capreolus) in the Italian eastern Alps*. Can. J. Zool., 85: 280-289.
- Rosenzweig M.L., 1981. *A theory of habitat selection*. Ecology, 62: 327-335.

- Rossi L., Menzano A., Somnavilla G.M., De Martin P., Cadamuro A. Rodolfi M., Coleselli A., Ramanzin M., 2006. *Actions for the recovery of an alpine ibex herd affected by epidemic scabies: the Marmolada case, Italy*. Proceedings of III International Conference on Alpine ibex, Pontresina, Switzerland, 12-14 October 2006.
- Said S., Gaillard J.M., Ducan P., Guillon N., Servanty S., Pellerin M., Lefeuvre K., Martin C., Van Laere G., 2005. *Ecological correlation of home-range size in spring-summer for female roe deer (Capreolus capreolus) in a deciduous woodland*. J. Zool. (Lond.), 267: 301-308.
- Samuel M.D., Fuller M.R., 1996. *Wildlife radiotelemetry*. In: Research and management techniques for wildlife and habitat. Edit.: Bookout T.A., fifth ed., rev. The wildlife society, Bethesda, Md, 370-418.
- SAS User's Guide: Basic, Version 8.00 Edition. 1999. SAS Inst., Inc., Cary (NC).
- Shaller G.B., 1977. *Mountain Monarchs*. The University of Chicago Press. Chicago & London.
- Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Cerveny J., Koubek P., Huber T., Stanisa C., Trepl L., 2002. *Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx*. J. Appl. Ecol., 39: 189-203.
- Schmidt K., 1993. *Winter ecology of nonmigratory alpine red deer*. Oecologia, 95: 226-233.
- Shank C. C. (1985). *Inter and intra-sexual segregation of chamois (Rupicapra rupicapra) by altitude and habitat during summer*. Z. Saugetirk., 50: 117-125.
- Silvestri A., 1983. *Lo stambecco delle Alpi, studio zoologico sulla Capra ibex*. Collana Verde 1983, Tipografia Interna Corpo Forestale dello Stato.

- Smith P.G., 2005. Compos Analysis, version 6.2 plus [software]. Smith Ecology Ltd., Abergavenny, UK.
- Springer J.T., 1979. *Some sources of bias and sampling error in radio triangulation*. J. Wildl. Manage., 43: 926-935.
- Sturaro E., Cocca G., Ramanzin M., 2007. *Landscape constraints on home range and migration paths of roe deer in the Italian eastern Alps*. Proceedings of the 8th Roe deer meeting, Velenje, Slovenia 26-29 June 2007.
- Terrier G., Choisy J.P., Gauthier D., Michallet J., Villaret J.C., 1994. *Approche comparative des modalites d'occupation de l'espace par les populations de Bouquetin des Alps francaises (Capra ibex L.)*. Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise, 18: 249-270.
- Thomas D.L., Taylor E.J., 2006. *Study designs and tests for comparison resource use and availability II*. J. Wild. Manag., 70(2): 324-336.
- Tosi G., Pedrotti L., Monaco A., Scherini G., 1996. *Progetto Camoscio Monte Baldo*. Provincia di Verona, Settore Tutela Faunistico Ambientale.
- Tosi G., Lovari F, 1997. *Status and distribution of Caprinae in Italy*. In: *wild sheep and goats and their relatives. Status survey and conservation action plan for Caprinae*. Edit. Shakleton D.M. and the IUCN/SSC Caprinae Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge: 111-117.
- Tron L., Terrier G., Colombini P., Bret. E., 1994. *Deplacements de Bouquetin des Alpes au cours des douze premiers mois aprcs leur lacher dans le parcs des Ecrins, du Mercantour et du Vercurs*. Travaux Scientifiques du Parc National de la Vanoise, 18: 291-320.
- Tufto J., Andersen R., Linnell J., 1996. *Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer*. Journal of Animal Ecology, 65: 715-724.

- Videsott R. (1971). *Lo stambecco nell'antichità e nell'attualità*. Contributo al Parco Nazionale del Gran Paradiso n° 43. Ente Parco Nazionale Gran Paradiso

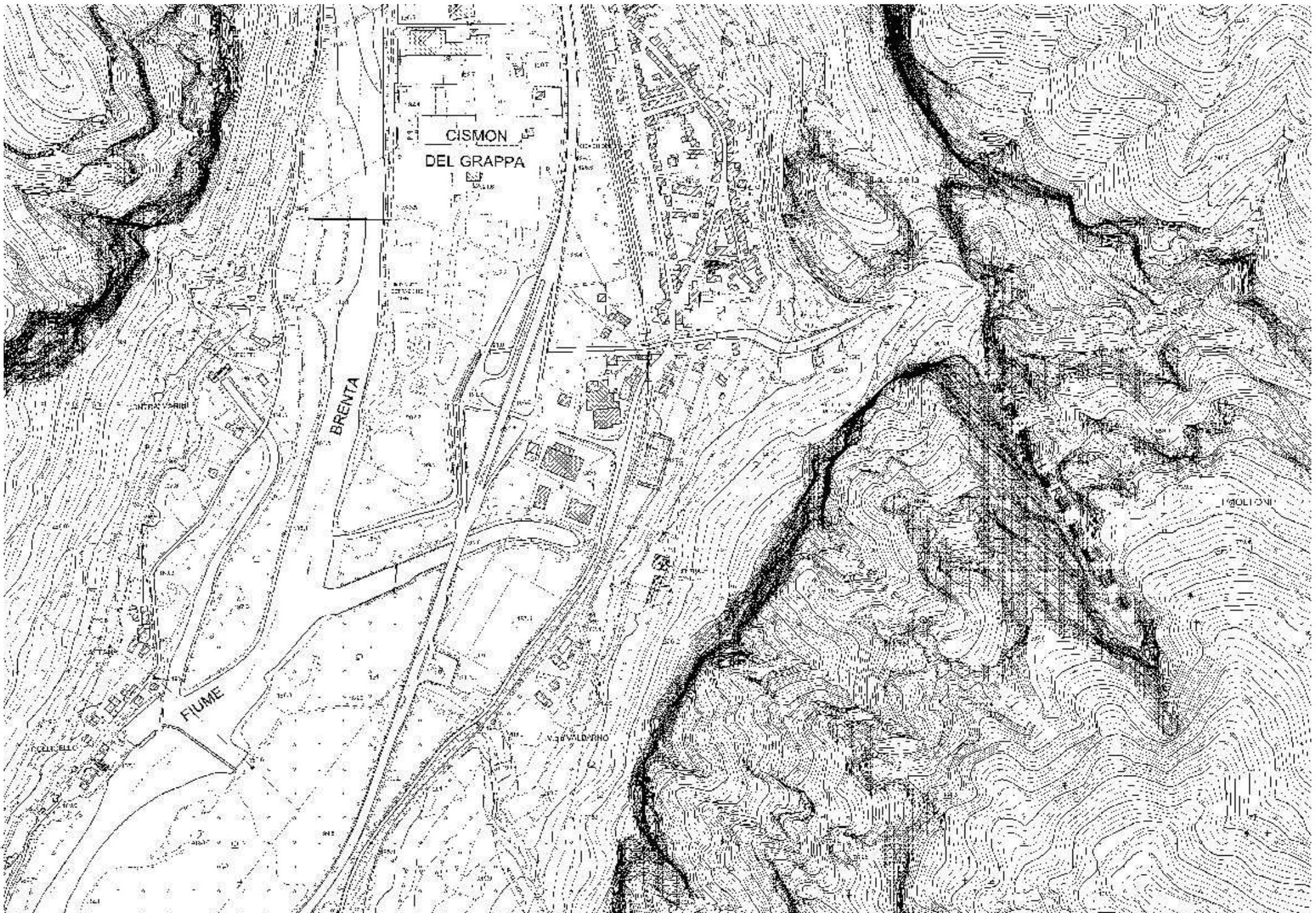
- Von Elsner-Schack I., 1985. *What is good chamois habitat?* In: The biology and management of mountain ungulates. Edit.: Lovari S., Croom-Helm, 124-133.

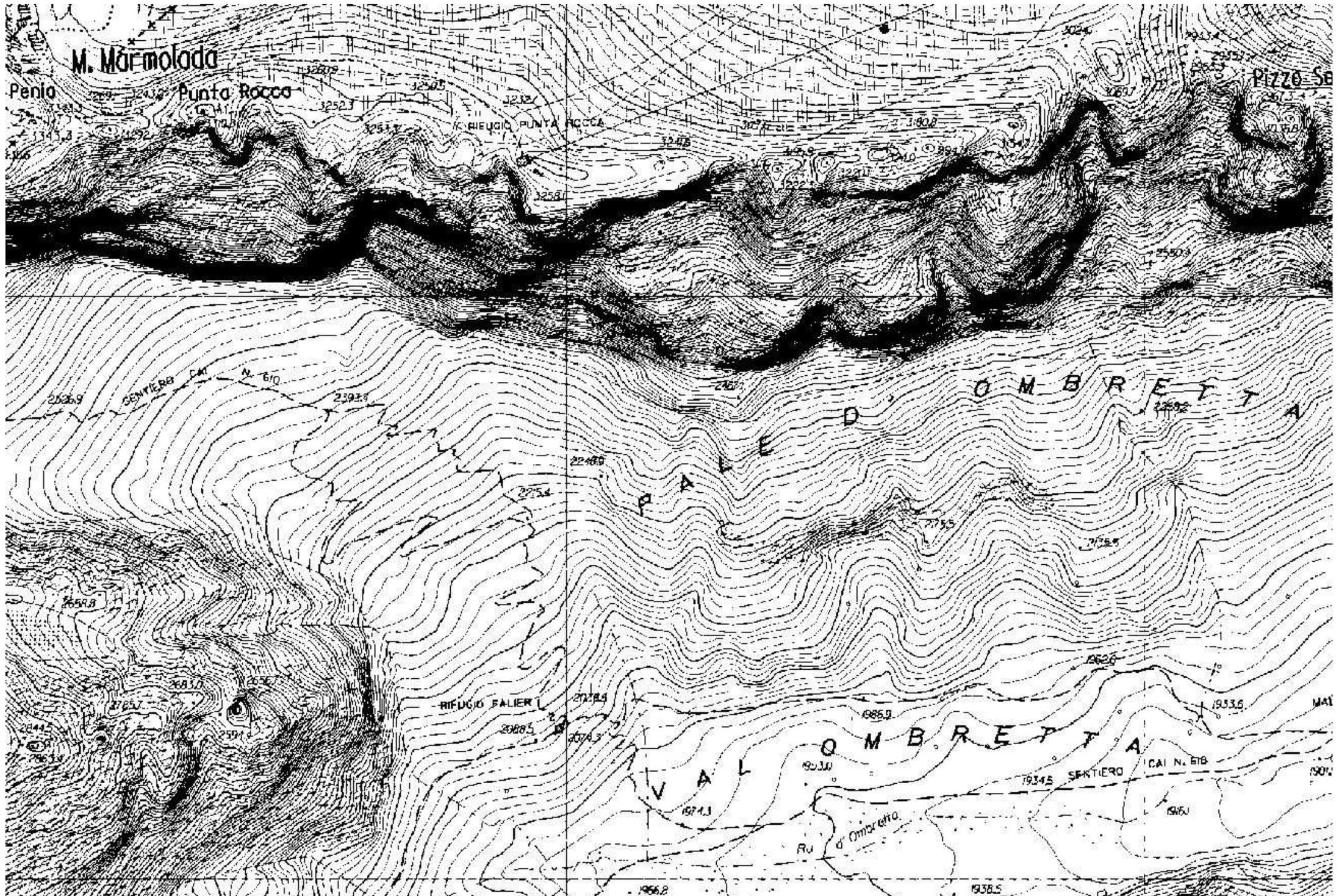
- Von Hardenberg A., Bassano B., Peracino A., Lovari S., 2000. *Male Alpine Chamois Occupy Territories at Hotspots Before the Mating Season*. *Ethology*, 106: 617-630.

- Wahlstrom L.K., Limberg O., 1994. *Patterns of dispersal and seasonal migration in roe deer (Capreolus capreolus)*. *J. Zool. Lond.*, 235: 455-467.

- Welch D., Staines B.W., Catt D.C., Scott D., 1990. *Habitat usage by red (Cervus elaphus) and roe (Capreolus capreolus) deer in a Scottish Sitka spruce plantation*. *J. Zool. (Lond.)*, 221:453-476.

- White G.C., Garrot R.A., 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press. Inc., San Diego.







Indice

Riassunto	1
Abstract	4
1. Introduzione	7
1.1 <i>Le basi di un corretto intervento di immissione</i>	9
1.2 <i>Le specie studiate</i>	11
1.2.1 Il camoscio alpino.....	11
1.2.2 Lo stambecco delle Alpi	13
1.3 <i>Il “Progetto Camoscio Valsugana”</i>	14
1.4 <i>Il “Progetto Stambecco Marmolada”</i>	16
2. Materiali e metodi – parte generale	19
2.1 <i>Monitoraggio radio-telemetrico</i>	19
2.2 <i>Il camoscio in Valsugana</i>	23
2.2.1 L’area di studio.....	23
2.2.2 Cattura e rilascio.....	25
2.2.3 I siti di rilascio	26
2.2.4 Protocollo di monitoraggio del camoscio.....	29
2.2.5 Precisione delle localizzazioni.....	30
2.2.6 Sopravvivenza	31
2.3 <i>Stambecco in Marmolada</i>	31
2.3.1 L’area di studio.....	31
2.3.2 Cattura, rilascio e sopravvivenza.....	33
2.3.3 Protocollo di monitoraggio dello stambecco.....	34
1° Contributo	37
3. Dispersione e mobilità post rilascio del camoscio in Valsugana	37
3.1 <i>Premessa</i>	37
3.2 <i>Materiali e metodi</i>	39
3.2.1 Dispersione dal sito di rilascio.....	39
3.2.2 Mobilità e stabilizzazione.....	39
3.2.3 Comportamento post-stabilizzazione	41
3.2.4 Analisi statistica.....	41
3.3 <i>Risultati</i>	43

3.3.1 Dispersione.....	43
3.3.2 Esplorazione dello spazio e stabilizzazione	45
3.3.3 Comportamento post-stabilizzazione	47
3.4 <i>Discussione</i>	51
3.5 <i>Conclusioni</i>	54
2° Contributo	57
4. Home range e uso dello spazio del camoscio in Valsugana	57
4.1 <i>Premessa</i>	57
4.2 <i>Materiali e metodi</i>	58
4.2.1 Metodi di calcolo dell'home range	58
4.2.2 home range annuali e stagionali	59
4.2.3 Sovrapposizioni tra home range.....	60
4.2.4 Analisi statistica	61
4.3 <i>Risultati</i>	65
4.3.1 Home range annuali	65
4.3.2 Home range trimestrali.....	68
4.3.3 Sovrapposizioni tra home range.....	69
4.4 <i>Discussione</i>	73
4.5 <i>Conclusioni</i>	80
3° Contributo	83
5. Utilizzo e selezione dell'habitat del camoscio in Valsugana	83
5.1 <i>Premessa</i>	83
5.2 <i>Materiali e metodi</i>	84
5.2.1 Area di studio	84
5.2.2 Descrizione dell'habitat	85
5.2.3 Basi cartografiche digitali	86
5.2.4 Definizione del disponibile e dell'utilizzato	88
5.3 <i>Risultati</i>	91
5.3.1 Relazioni fra le variabili ambientali disponibili.....	91
5.3.2 Selezione	93
5.4 <i>Discussione</i>	97
5.5 <i>Conclusioni</i>	100
4° Contributo	103
6. Comportamento spaziale post rilascio dello stambecco in Marmolada	103

6.1 Premessa.....	103
6.2 Materiali e metodi	104
6.2.1 Home range.....	104
6.2.2 Esplorazione dello spazio	105
6.2.3 Analisi statistica	106
6.3 Risultati.....	107
6.3.1 Mobilità ed esplorazione dello spazio	107
6.3.2 Home range	109
6.3.3 Sovrapposizioni tra home range	110
6.4 Discussione	111
6.5 Conclusioni.....	114
7. Bibliografia.....	117
Allegato 1: scheda di campo e supporto cartografico per il monitoraggio con triangolazione del camoscio in Valsugana	133
Allegato 2: scheda di campo e supporto cartografico per l'avvistamento dello stambecco in Marmolada	135