

UNGULATI E LUPO

di Stefania Gualazzi e Luciano Cicognani

INDICE

Ringraziamenti	97
1. INTRODUZIONE	97
2. SPECIE PRESENTI.....	97
3. MATERIALI E METODI.....	98
4. CINGHIALE	100
4.1 Distribuzione	100
4.2 Densità e consistenza della popolazione.....	100
4.3 Relazioni con l'habitat.....	101
4.4 Indicazioni gestionali.....	102
5. DAINO	105
5.1 Distribuzione e densità relative	105
5.2 Relazioni con l'habitat.....	107
5.3 Indicazioni gestionali.....	108
6. CERVO	110
6.1 Distribuzione	110
6.2 Consistenza della popolazione.....	112
6.3 Relazioni con l'habitat.....	114
6.4 Indicazioni gestionali.....	115
7. CAPRIOLO	118
7.1 Distribuzione	118
7.2 Densità e struttura della popolazione	118
7.2 Relazioni con l'habitat.....	119
7.2 Indicazioni gestionali.....	120
8. LUPO.....	121
8.1 Premessa.....	121
8.2 Caratteristiche generali e di interesse gestionale	121
8.3 Distribuzione	122
8.4 Relazioni con l'habitat.....	124
8.5 Indicazioni gestionali.....	124
9. Indicazioni gestionali complessive per ungulati e lupo	126
Bibliografia citata e consultata	131

Ringraziamenti

Ringraziamo: Davide Angeli (Commissione Tecnica Ungulati della Provincia di Forlì-Cesena), Filippo Baldassari (C.T.A. del Parco), Duccio Berzi, Loretta Leonessi, Fabio Mannuccini (A.T.C. AR1), Carlo Matteucci (Provincia di Forlì-Cesena), Enrico Meazzini (A.T.C. AR1), Silvano Polverini (A.T.C. AR1), Nicola Siemoni, Remo Valmori (Provincia di Forlì-Cesena), per averci fornito il loro contributo alla raccolta delle informazioni e dei dati necessari alla redazione di questo studio.

1. INTRODUZIONE

Nei paragrafi che seguono sono sintetizzate alcune informazioni note su diversi aspetti dell'eco-etologia delle popolazioni di ungulati e di lupo del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, derivate dagli ormai più che decennali studi effettuati nell'area. Tali informazioni costituiscono la base di partenza che, unita alle conoscenze personali degli autori circa le popolazioni oggetto di questo studio, e non meno importante, circa il territorio del Parco, hanno permesso di delineare alcune proposte di gestione e di conservazione, di cui si potrà tener conto nella pianificazione territoriale del Parco stesso.

Come ulteriore ausilio alla pianificazione, la raccolta delle informazioni disponibili ci ha permesso di verificare l'attuale livello di conoscenza circa queste popolazioni, di valutare le lacune nelle conoscenze e di suggerire dunque eventuali necessari approfondimenti.

2. SPECIE PRESENTI

Il Parco e le aree ad esso contigue presentano una situazione faunistica ed ambientale di grande interesse. Attualmente i territori del Parco fanno parte dell'area di distribuzione di quattro specie di ungulati: cinghiale (*Sus scrofa*), daino (*Dama dama*), cervo (*Cervus elaphus*) e capriolo (*Capreolus capreolus*); e di uno dei predatori di ungulati presenti in Italia: il lupo (*Canis lupus*).

Unicamente per il capriolo ed il lupo si hanno testimonianze storiche che ne attestano la sicura autoctonia e presenza nelle Foreste Casentinesi agli inizi dell'800 (Gabrielli e Settesoldi, 1977; Beni, 1908; Tramontani, 1800). Più tardi, verso la metà del secolo, allo scopo di arricchire la riserva di caccia delle Foreste Casentinesi per il Granduca di Toscana, Karl Simon, allora amministratore delle Foreste, decise di introdurre in zona, che con tutta probabilità ne era priva, cervo, daino e muflone (*Ovis [orientalis] musimon*). Per daino e cervo non si ha notizia certa del numero di capi immessi e della loro provenienza. Per il muflone invece, una foto d'epoca dimostra la provenienza sarda e l'epoca di riferimento delle introduzioni (seconda metà dell'800).

Durante i periodi di gestione delle Foreste da parte di privati (1900-1914), il passaggio dei due conflitti mondiali ed i periodi subito successivi, nei quali in pratica il divieto di caccia nelle aree demaniali non venne applicato, causarono una forte diminuzione del popolamento di ungulati: nel 1946 sembra fossero rimasti in tutto solo una trentina di caprioli ed una coppia di cervi (Casanova *et al.*, 1982; Crudele, 1988).

Dal 1950 al 1964 l'A.S.F.D. provvide a ripopolare le Foreste attraverso una serie di nuove introduzioni di cervi, daini, caprioli e mufloni. Queste ultime introduzioni ebbero successo e attualmente le popolazioni di cervidi delle Foreste Casentinesi rivestono un'elevata importanza dal punto di vista gestionale, soprattutto alla luce del notevole incremento sia numerico sia di areale, genericamente osservato in ambiente montano negli ultimi vent'anni.

Il muflone invece è scomparso dalle Foreste Casentinesi sul finire degli anni '80.

Il cinghiale comparve nell'area intorno ai primi anni settanta, in relazione a lanci effettuati da cacciatori nelle zone romagnole e del Mugello. Dal 1972 al 1975 anche l'Amministrazione Provinciale di Arezzo curò un programma di introduzioni del suide. A questi lanci, nel periodo successivo sono probabilmente da aggiungerne altri non documentati effettuati a scopo venatorio.

Del lupo si hanno notizie che confermano la sua presenza in zona a più riprese tra il 1481 ed il 1937 (Crudele, 1988). Anche negli anni '50 e '60 si registrano segnalazioni di avvistamenti, abbattimenti, probabili predazioni su ungulati selvatici e domestici, e rilevamento di impronte. In tale periodo, che probabilmente rappresentò il minimo storico di consistenza dell'intera popolazione italiana, si ebbe il massimo accanimento nell'opera di sterminio del predatore. Anche nelle aree delle Foreste Casentinesi si organizzarono appostamenti con l'uso di esche vive per il suo abbattimento. Ciononostante alcune testimonianze sembrano dimostrare che la specie non sia mai del tutto scomparsa da questa porzione dell'Appennino tosco-romagnolo. A prova di ciò va ricordato che dopo il 1971, anno in cui fu pubblicato il primo decreto con cui si vietava la caccia al lupo in tutto il territorio nazionale, e più precisamente tra il 1975 ed il 1991, si hanno notizie documentate del ritrovamento di almeno 18 carcasse di lupi, deceduti per varie cause nell'area circostante alle Foreste Casentinesi.

Rispetto al periodo antecedente al 1971, con il migliorare delle condizioni alimentari entro le aree demaniali, ed in funzione degli effetti positivi relativi alla protezione concessa, il lupo ha lentamente aumentato la propria consistenza nelle Foreste.

Contemporaneamente la specie si è irradiata nelle aree limitrofe ed è divenuta un elemento importante nella catena trofica, contribuendo ad esercitare un'azione naturale di predazione sugli ungulati selvatici e riuscendo ad influenzare sensibilmente la dinamica di queste popolazioni (Matteucci, 1992; Mattioli L. *et al.*, 1993, 1995).

3. MATERIALI E METODI

Per questo studio sono state utilizzate come cartografia di riferimento le basi CTR in scala 1:10.000. Preliminarmente alla valutazione delle aree di distribuzione delle quattro specie di ungulati e del lupo, si è provveduto alla definizione di un'area limitrofa al confine del Parco, includendo quei territori caratterizzati da continuità ambientale ed ecosistemica con il Parco stesso. Mancando qualsiasi tipo di riferimento bibliografico (ad eccezione di AA.VV., 1997) o indicazione specifica ufficiale, il perimetro di tale area è stato tracciato basandosi unicamente sulle conoscenze ed il giudizio degli autori.

Per la definizione delle carte di distribuzione, in seguito a valutazioni critiche sulla disponibilità dei dati reperibili, il territorio del Parco e delle aree limitrofe è stato suddiviso in maglie quadrate di 1 Km. La griglia è stata appoggiata sul reticolo Gauss-Boaga. In ogni maglia e per ogni specie sono stati inseriti i dati disponibili (bibliografici, derivati da ricerche in atto e per diretta conoscenza degli autori). Tenendo in considerazione la diversa eco-etologia di ciascuna specie, l'eterogeneità dei dati disponibili sui tre versanti del Parco e le finalità di questo studio, sono state utilizzate diverse classi di presenza per ciascuna specie. Per cinghiale e capriolo sono state considerate unicamente le classi di presenza e assenza, in quanto è stata riscontrata un'effettiva difficoltà ad estendere i dati di densità disponibili all'intero territorio del Parco e alle aree limitrofe; per cervo e daino è stato possibile ottenere due tipologie di presenza e quindi due tipologie di areale: riproduttivo e annuale; per il lupo le categorie individuate si riferiscono ad aree a presenza occasionale e a presenza stabile, includendo in quest'ultima i presunti territori di riproduzione.

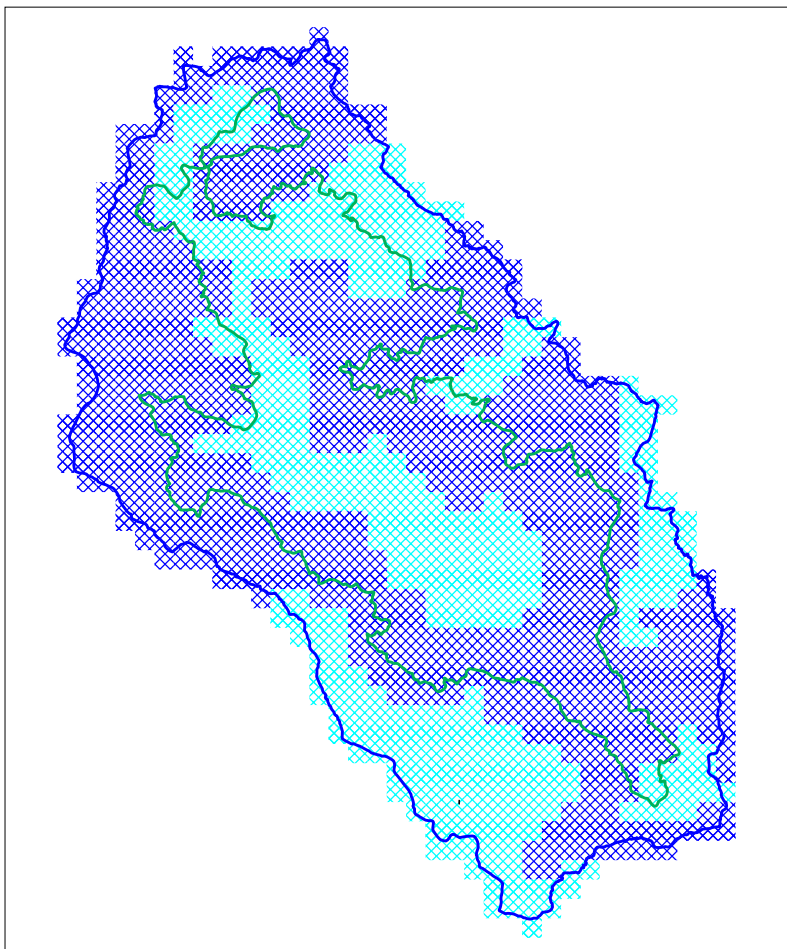
Un'ulteriore elaborazione, finalizzata all'individuazione di territori particolarmente "sensibili" dal punto di vista gestionale, è stata ottenuta sovrapponendo la carta delle unità

elementari del Parco (Pinzauti, 2001) alla carta che individua geograficamente e puntualmente le aree agricole in cui sono stati richiesti all'Ente Parco i risarcimenti per danni causati dalla fauna selvatica dal 1995 al 1999 (Gualazzi e Valtriani, 2000). Prendendo in considerazione unicamente quelle località in cui sono state effettuate richieste in almeno due anni anche non consecutivi, è stato possibile individuare le aree in cui l'impatto della fauna selvatica produce i maggiori effetti, quantomeno in termini di frequenza di danno.

Di seguito sono descritti la distribuzione locale, le densità e consistenze, i rapporti con l'habitat e le indicazioni gestionali o per la conservazione di ciascuna delle popolazioni oggetto di questa indagine.

4. CINGHIALE

4.1 Distribuzione



Il cinghiale è distribuito su tutta l'area di studio, occupando senza soluzione di continuità l'intera superficie oggetto di questa indagine. Gli effetti delle modificazioni delle variabili ambientali e l'esercizio dell'attività venatoria (settembre-gennaio), influiscono sulla presenza e sull'abbondanza della specie, le quali subiscono localmente variazioni stagionali.

Fig. 4.1.1 Carta della distribuzione del cinghiale nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe. In azzurro e blu, rispettivamente le aree a minor e maggior abbondanza.

4.2 Densità e consistenza della popolazione

La valutazione quantitativa delle popolazioni di cinghiale pone diversi problemi metodologici, relativi soprattutto alla difficoltà di avvistamento e censimento di una specie elusiva e caratterizzata da grande mobilità. Tra i metodi di censimento possibili alle condizioni vegetazionali ed ambientali dell'area delle Foreste Casentinesi, il più attendibile, sebbene non ottimale per questa specie, sembra il metodo delle battute campione, anche se l'utilizzo di un insieme di metodologie diverse (battute campione, censimenti a vista, indici cinegetici) porterebbe presumibilmente ad un risultato più completo.

La serie storica che offre la più ampia disponibilità di dati, è quella ricavabile dai censimenti di capriolo in battuta effettuati annualmente dal 1988 in un'area di studio situata nella porzione aretina del Parco (per i dettagli sul metodo vd. §7.2) (Mazzarone *et al.* (red.), 2000; Gualazzi *et al.*, 1999, 2000). Nonostante le densità risultanti non possano essere considerate del tutto attendibili, rappresentano comunque una buona indicazione delle variazioni demografiche della popolazione di cinghiale.

Dai risultati sembra che il cinghiale abbia subito una drastica diminuzione di consistenza culminata nel 1995. Successivamente le densità sono nuovamente aumentate ma nel 1998 sembra vi sia stata una nuova inversione di tendenza.

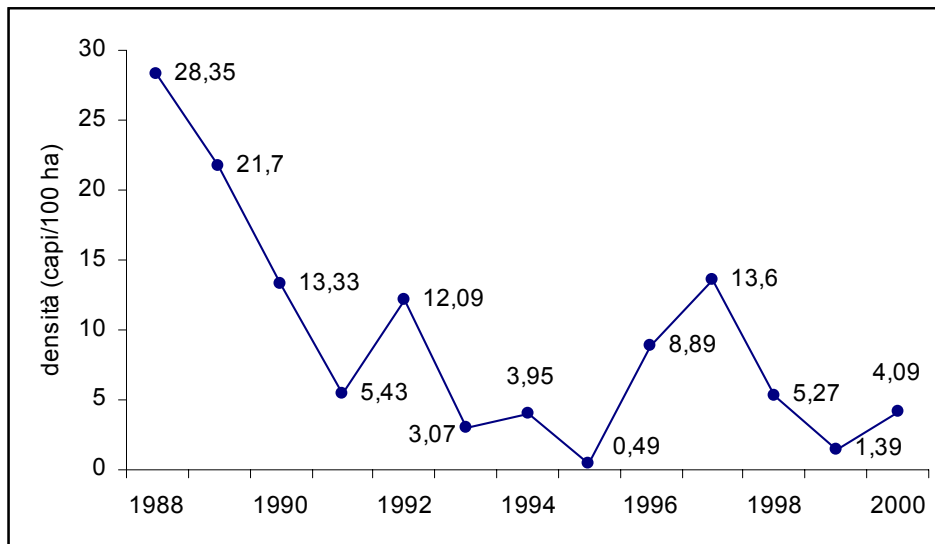


Fig. 4.2.1 Andamento demografico della popolazione di cinghiale definito con il metodo del censimento in battuta, effettuato annualmente nelle aree demaniali del versante aretino del Parco. (Le densità sono riferite al numero di capi per 100 ha di bosco. La superficie censita è stata di 417 ha dal 1988 al 1990, 405 ha dal 1991 al 1996, 360 ha dal 1997 al 2000).

Premettendo che si tratta di valori presumibilmente sottostimati, se riportiamo il valore di densità calcolato nella primavera del 2000 (4.09 capi/100 ha di bosco) all'intera superficie boscata del Parco, otteniamo una consistenza di circa 545 capi per il versante romagnolo (13323 ha di bosco) e 667 capi per il versante toscano (16319 ha di bosco), per un totale di 1212 capi circa per l'intera superficie boscata del Parco. Le densità riferite alla superficie totale risultano pari a 2.99 e 3.66 capi/100 ha rispettivamente per il versante romagnolo e per quello toscano.

Per quanto riguarda le aree limitrofe al Parco, i dati disponibili sono quelli forniti dalla Provincia di Forlì-Cesena e dall'A.T.C. AR1 del Casentino. Nel 2000 sull'intera superficie degli A.T.C. FO4 e FO5 (57.290 ha) sono stati censiti 1151 cinghiali e ne sono stati abbattuti 870, mentre nell'intero A.T.C. AR1 (48.681 ha) ne sono stati abbattuti 2135. Le densità che derivano utilizzando il numero dei capi abbattuti, in quanto dato minimo certo ma sicuramente minore rispetto alla reale consistenza della specie, sono pari a 1.52 e 4.38 capi/100 ha di superficie totale rispettivamente per i distretti di Forlì e di Arezzo.

4.3 Relazioni con l'habitat

A conoscenza degli Autori non è mai stato effettuato nessuno studio specifico sull'uso dell'habitat o più in generale sull'eco-etologia della popolazione di cinghiale del Parco e delle aree limitrofe. Diversi tentativi di valutazione delle preferenze ambientali del cinghiale sono stati fatti utilizzando le osservazioni dirette raccolte per la valutazione della struttura di popolazione delle quattro specie di ungulati nel versante casentinese del Parco, ma il campione di dati a disposizione risultava sempre troppo ridotto per definire risultati attendibili (AA.VV., 1994; Gualazzi, 1995; Gualazzi e Trinca R., 1997; Trinca Rampelin, 1997; Gualazzi et al., 1998; Turchini, 1999; Mazzarone *et al.* (red), 2000). A livello di indicazione generale, è possibile comunque concludere che grazie alle abitudini alimentari prettamente onnivore, il cinghiale si adatta con successo a qualsiasi tipo di ambiente, anche se le tipologie maggiormente frequentate sono risultate i boschi di latifoglie (escluso il faggio, *Fagus sylvatica*) e le aree aperte, ambienti in cui le risorse alimentari per questa specie sono maggiori. Considerata la distribuzione di queste

tipologie ambientali nell'area di studio, le fasce altitudinali selezionate positivamente sono quelle al di sotto dei 1000 m di quota, anche se durante l'inverno è possibile osservare un incremento della frequentazione delle aree tra i 1000 e i 1200 m s.l.m.

L'aspetto che assume una notevole importanza, soprattutto dal punto di vista economico, è il forte impatto del cinghiale sulle attività agricole. Nel 2000 è stata condotta un'indagine per la valutazione dell'impatto prodotto dalla fauna selvatica sulle attività agro-forestali del Parco attraverso l'analisi delle richieste di indennizzo presentate all'Ente Parco tra il 1995 ed il giugno 1999 (Gualazzi e Valtriani, 2000). Da questa analisi è emerso che, nel periodo di riferimento, il cinghiale, tra le specie accertate come responsabili, ha prodotto la maggior entità di danni sia in termini di superfici danneggiate che di perdita produttiva.

Per quanto riguarda le colture colpite la situazione è diversificata sui due versanti. Sul versante toscano, l'attività di alimentazione del cinghiale è stata maggiormente diretta verso le colture foraggere, i cereali e i prati-pascoli; tra le colture da frutto, ovviamente verso il castagneto. Sul versante romagnolo invece, i prati-pascoli presentano la più alta percentuale di frequentazione e rappresentano la quasi totalità della superficie danneggiata totale. In ordine di importanza seguono le colture foraggere, i cereali, la coltivazione di alberi da frutto (prevalentemente castagno) e le patate, sia in termini di superfici danneggiate che di importi liquidati.

Come descritto nei metodi (§ 3) allo scopo di individuare quei territori particolarmente "sensibili" dal punto di vista gestionale, è stata sovrapposta la carta delle unità elementari del Parco alla carta che individua geograficamente e puntualmente le aree agricole in cui sono stati richiesti all'Ente Parco i risarcimenti per danni causati dalla fauna selvatica. Prendendo in considerazione unicamente quelle località in cui sono state effettuate richieste in almeno due anni anche non consecutivi, è stato possibile individuare le aree in cui l'impatto del cinghiale produce i maggiori effetti, quantomeno in termini di frequenza di danno (Fig. 4.4.1).

4.4 Indicazioni gestionali

Incremento degli studi di eco-etologia

Molto poco è noto sulla popolazione di cinghiale del Parco e delle aree limitrofe e i dati disponibili derivano quasi interamente da studi non specifici su questa specie. Principalmente in riferimento alla problematica gestionale generata dall'impatto del cinghiale sulle attività agricole, per programmare gli idonei interventi, sarebbe necessario disporre di alcuni dati di base, quali:

- Valutazione della consistenza effettiva della popolazione e sue variazioni, da rilevarsi attraverso un programma di monitoraggio annuale e utilizzando metodi di censimento specifici adatti a questa specie (battute campione, censimento delle impronte, censimento notturno con fari).
- Valutazione della produttività e di tutti gli altri parametri strutturali, quali strumenti fondamentali per conoscere l'incremento annuo, lo status e la dinamica della popolazione. Attualmente le stime dei parametri demografici disponibili derivano da lavori non recenti (Pedone *et al.*, 1991) o sono derivate indirettamente durante gli studi sull'alimentazione del lupo (Mattioli *et al.*, 1995; AA.VV., 1996; Orlandi, 1998) o relativi alla valutazione della struttura delle popolazioni di cervo e capriolo (AA.VV., 1994; Gualazzi, 1995; Gualazzi e Trinca R., 1997; Trinca Rampelin, 1997; Gualazzi *et al.*, 1998; Turchini, 1999; Mazzarone *et al.* (red), 2000).

- Valutazione dei rapporti di competizione interspecifica tra il cinghiale e le altre specie di ungulati, sia in termini spaziali che alimentari (cfr. § 7.3).
- Risultati sull'efficacia dei diversi metodi di contenimento dei danni da cinghiale alle colture agricole. Esiste un'ampia letteratura, soprattutto francese e tedesca, sulla sperimentazione dei metodi di protezione o dissuasione, da cui sarebbe possibile trarre importanti suggerimenti sull'efficacia di ciascun metodo in situazioni ambientali diverse. Ciononostante la pianificazione di strategie mirate per l'area di studio, non può escludere un primo periodo di sperimentazione allo scopo di individuare la migliore strategia in termini di vantaggi/svantaggi.

Impatto sulle attività agro-forestali

La situazione delineata nei § 4.3 e 6.3 riguardo l'impatto del cinghiale e del cervo sulle colture agro-forestali dell'area di studio, suggerisce sostanzialmente due tipologie di possibili interventi: l'una finalizzata alla riduzione degli effetti negativi dell'attività alimentare del cinghiale e del cervo su alcune colture specifiche, l'altra finalizzata ad allentare la pressione di queste specie su alcune aree ben individuate del Parco, in cui gli effetti negativi della presenza del cinghiale e del cervo si sommano, soprattutto in alcuni periodi del ciclo biologico.

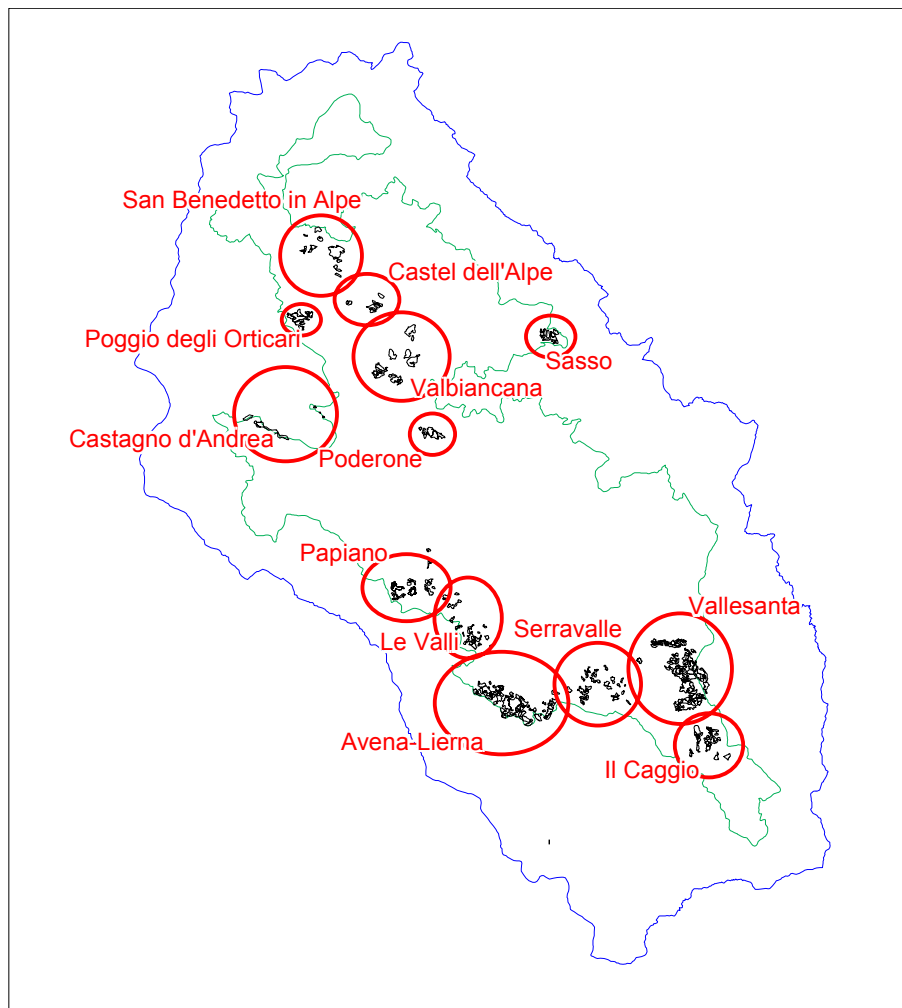


Fig. 4.4.1 Aree in cui è stata individuata un'elevata incidenza di danni alle attività agricole (cfr. il testo per ulteriori spiegazioni).

Considerando che le colture agricole, soprattutto ai margini di zone boscate quali quelle presenti nell'area di studio, presentano un'elevata attrattiva nei confronti della fauna (concentrazione elevata di risorse alimentari, ricchezza nutritiva delle risorse), il contenimento dei danni può essere attuato unicamente con idonei mezzi di protezione. Nel caso specifico delle aree interessate da questo studio in cui è stata osservata un'intensa incidenza di danno (Fig. 4.4.1: San Benedetto in Alpe, Castel dell'Alpe, Valbiancana, Sasso, Poderone, Poggio degli Ortici, Castagno d'Andrea, Papiano, le Valli, Avena-Lierna, Serravalle, Vallesanta, il Caggio), per quanto riguarda i cervidi potrebbero essere

utilizzati diversi sistemi di protezione individuale (contro scortecciamenti e fregoni) specifici per le piante da frutto o per le conifere, mentre per quanto riguarda il cinghiale e la brucatura dei cervidi sulle coltivazioni di cereali e foraggiere, la costruzione di recinzioni sul perimetro rappresenta certamente la forma di protezione che garantisce i migliori risultati.

Come già indicato nel paragrafo precedente, unicamente l'utilizzo dei diversi metodi di contenimento e dissuasione può essere d'aiuto per valutare le strategie più adatte alle condizioni ambientali dell'area di studio.

Naturalmente questi interventi a "pronto effetto" dovrebbero essere accompagnati da un'opportuna programmazione di interventi di miglioramento ambientale. Nel caso specifico del Parco, tali interventi dovrebbero avere come scopo principale:

- l'aumento ed il miglioramento qualitativo delle aree aperte esistenti;
- l'aumento dello sviluppo delle fasce di ecotono;
- una migliore distribuzione sul territorio delle risorse alimentari;
- l'aumento della rinnovazione naturale delle specie forestali.

La diversificazione ambientale, ottenuta per esempio con l'apertura di nuove radure, produce come effetto sia un aumento quantitativo degli ambienti di ecotono che un aumento delle risorse alimentari disponibili. Interventi di questo tipo sono molto indicati in zone scarsamente diversificate o occupate da tipologie colturali poco favorevoli alla presenza faunistica, quale per esempio l'ampia estensione di giovani impianti di conifere del comprensorio del Monte Tufone, le faggete o le abetine di Camaldoli e Badia Prataglia.

Sinteticamente, i possibili rimedi per contrastare l'impatto negativo che la fauna selvatica produce sulle attività agro-forestali, potrebbero essere i seguenti:

- controllo della consistenza delle popolazioni e individuazione di un valore soglia di densità, naturalmente specie-specifici, superati i quali l'impatto sulle attività agro-forestali diviene economicamente non sostenibile.
- Attuazione di strategie di protezione delle colture.
- Realizzazione di interventi di miglioramento ambientale.

5. DAINO

5.1 Distribuzione e densità relative

La distribuzione del daino (Fig. 5.1.1) interessa gran parte del territorio del Parco, sono escluse infatti solo piccole porzioni di territorio poste a nord-ovest in cui il limite distributivo si colloca fra le Statali N° 9 ter e N° 67. Nella carta sono rappresentate tre categorie qualitative di presenza: 0 = assenza; 1 = presenza occasionale e/o densità medio-bassa; 2 = presenza stabile con densità elevata.

Il punto di origine dell'irradiazione della specie conseguente alle ultime introduzioni (cfr. paragrafo 2), situato in località "Lama", ha probabilmente determinato una maggior diffusione e consistenza del daino nel versante romagnolo, si localizza infatti interamente in questo versante la categoria 2. Questo fenomeno è probabilmente conseguente alla predilezione di questa specie per le zone pianeggianti; la forma conica delle aree interessate da densità elevate, con il vertice situato in prossimità del crinale di confine regionale e notevoli ampliamenti in corrispondenza di altitudini medie più basse, sembra confermare questa ipotesi. La situazione distributiva del daino appare tuttora in evoluzione: ad un probabile decremento numerico in talune aree nella fascia più prossima

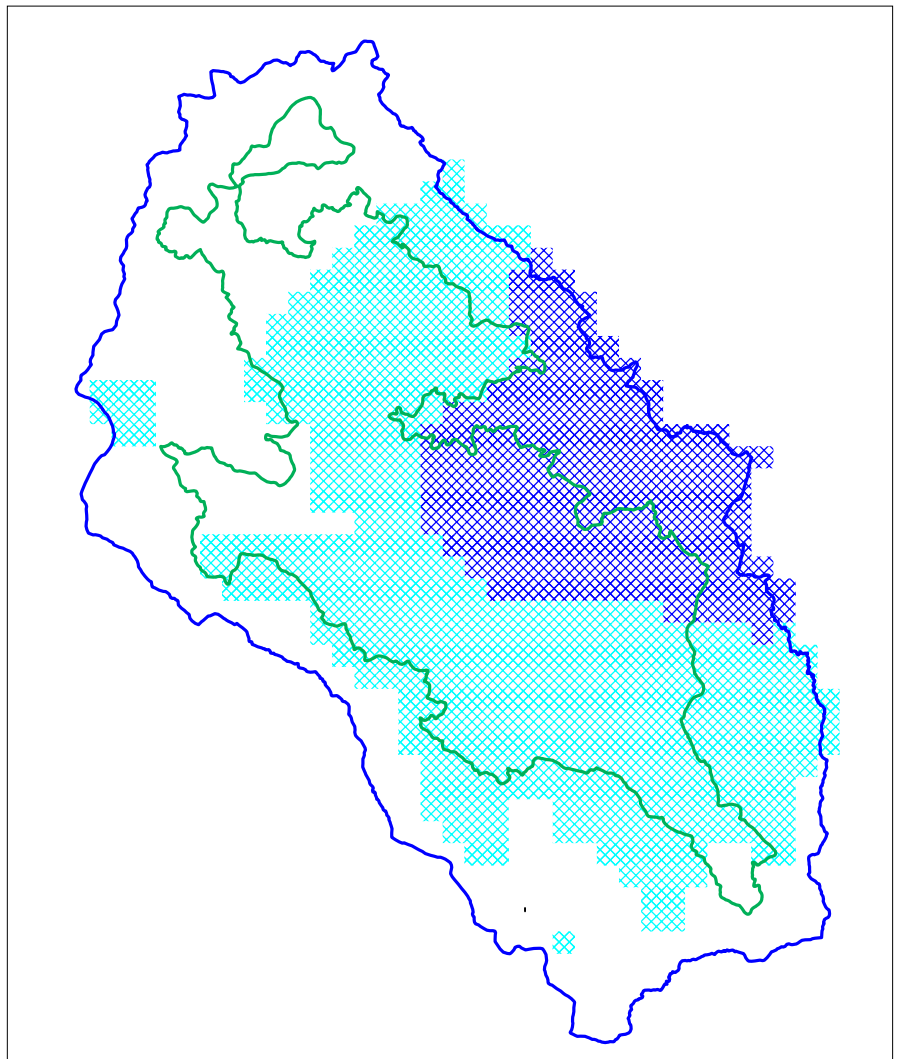


Fig. 5.1.1 Carta della distribuzione del daino nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe (azzurro: presenza occasionale e/o densità medio-bassa; blu: presenza stabile con densità elevata, spiegazione nel testo).

al crinale, fa riscontro un consistente ampliamento di areale in territori a più modesta altitudine (soprattutto in numerose località del versante romagnolo ricadenti nei comuni di Bagno di Romagna e Santa Sofia). Le direttrici di espansione principali sono conseguentemente indirizzate verso nord-est, per quanto riguarda il versante romagnolo, e sud-sud ovest nel versante toscano; in quest'ultimo si notano due piccoli nuclei

distaccati dall'areale principale e posti al di fuori dei confini del Parco ma relativamente vicini alle due principali direttrici di espansione che riguardano: ad ovest i territori in direzione del comune di Londa passando per il valico di Croce a Mori; mentre a Sud le aree poste fra i comuni di Poppi-Bibbiena e Bibbiena-Chiusi della Verna; è ipotizzabile quindi, in tempi relativamente brevi, l'inglobamento di questi due nuclei nell'areale principale. La dinamica di espansione distributiva del daino sembra in conclusione caratterizzata da tempi molto rapidi nei territori ricadenti in provincia di Forlì-Cesena, soprattutto nelle aree interessate dai bacini idrografici dei Bidente di Corniolo, Ridracoli e Pietrapazza (probabilmente in conseguenza di un basso grado di antropizzazione e di una elevata disponibilità di risorse trofiche), mentre relativamente al territorio toscano ed ai territori posti a nord-ovest e sud-est del Parco, la velocità di tale espansione sembra notevolmente più ridotta.

La quantificazione dei valori di densità della specie nei territori occupati all'interno del Parco, mancando totalmente studi specifici, risulta molto difficoltosa; per la determinazione delle tre categorie qualitative di presenza sono stati utilizzati in prevalenza dati derivanti da osservazioni personali degli autori nonché i risultati di un'indagine svolta nel 1996 e nel 1997 (durante il periodo riproduttivo) in un'area campione di 1200 ettari ricadente nel versante romagnolo del Parco, (Mazzarone *et al.* (red.), 1999; Gualazzi *et al.*, 1999; Cicognani *et al.*, 2000; Gualazzi *et al.*, 2000). Questa indagine è stata effettuata in una porzione di territorio di fondamentale importanza come sito riproduttivo (San Paolo in Alpe, Pozzacchere, Ciriegiolone, Campominacci, Botriali, Seghettina) nel quale si raggiungono livelli di densità temporaneamente molto elevati (15.8 capi/100 ha). Per quanto riguarda le aree limitrofe, unitamente alle osservazioni personali, sono stati utilizzati dati derivanti da censimenti condotti a cura dell'Amministrazione Provinciale di Forlì-Cesena nel 1996/97 in diverse zone campione situate nei territori dei comuni di Santa Sofia e Bagno di Romagna. Il valore di densità media risultante è di circa 8 capi/100 ha, con una densità massima di 12.5 ed una minima di 4.75 (Cicognani in: Matteucci, Gellini, Zanfini, in stampa). Si è perciò pensato di utilizzare il livello di densità minima riscontrata in queste aree (caratterizzate da presenza stabile e densità elevate) come livello "soglia" di discriminazione fra le densità riscontrabili nelle zone classificate in categoria 2 (tendenzialmente superiori a 4.5 capi/100 ha), e quelle riscontrabili nelle aree classificate in categoria 1 (tendenzialmente inferiori al valore minimo della categoria 2)

Nella tabella seguente sono riportate le superfici relative a ciascuna categoria qualitativa, così determinata, sia all'interno del Parco che nei territori limitrofi.

	Categoria 0		Categoria 1		Categoria 2		Totali	
	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco
Superfici in ha.	6779	31521	23319	15181	6721	9679	36819	56381
%	18.41	55.91	63.33	26.93	18.26	17.17		

Sulla base delle superfici relative a ciascuna categoria ed utilizzando valori di densità media prudenziali di 2 capi/100 ha (per la categoria 1) e 8 capi/100 ha (per la categoria 2), si può quantificare una popolazione minima di circa 1000 capi all'interno del Parco, e circa 1100 capi nelle aree contigue (più dei 2/3 di questa popolazione interessa il territorio romagnolo). Questi dati quantitativi derivano da elaborazioni ed estrapolazioni che li rendono logicamente piuttosto aleatori, ma occorre considerare che il loro scopo principale, lungi da pretese di precise quantificazioni (per le quali occorrerebbero indagini mirate), consiste nell'evidenziare la tendenza inequivocabile della specie ad occupare (nei processi espansivi) territori situati all'esterno dei confini del Parco, ove raggiunge densità mediamente superiori a quelle riscontrabili in gran parte dei territori dell'area protetta.

5.2 Relazioni con l'habitat

Il daino è notoriamente dotato di una elevata capacità di adattamento alle più svariate tipologie ambientali, anche se l'habitat preferenziale è rappresentato da zone boschive discontinue (alternanza di prato-pascoli e coltivi), dalle aree temperate di pianura e di collina e dalle aree mediterranee e sub-mediterranee di media montagna; si adatta comunque molto bene a qualsiasi situazione ambientale, privilegiando comunque terreni moderatamente ondulati o pianeggianti. (Cicognani in: Gellini, Matteucci, 1993).

Elementi ambientali da considerare particolarmente negativi sono i versanti caratterizzati da forte pendenza con rocce esposte, nonché l'innevamento abbondante e prolungato (si trova notevolmente a disagio sulla neve ed è influenzato in modo del tutto determinante dalle avversità invernali); al contrario di altri ungulati resiste molto bene alle carenze idriche in quanto specie che non ama particolarmente i bagni di fango (Simonetta *et al.*, 1998). La specie è inoltre caratterizzata da una notevole plasticità trofica, adattandosi a tipologie foraggiere molto diversificate sia di tipo erbaceo che arbustivo, non mostra infatti esigenze alimentari peculiari e, pur prediligendo essenze vegetali di pascolo e di coltivi, può egregiamente alimentarsi anche con erba prativa, fogliame di alberi e arbusti, cespuglieti e frutta selvatica. Durante l'estate si alimenta (ove possibile) nei campi coltivati a cereali ed a leguminose, oltre naturalmente all'utilizzo di tutte le essenze vegetali del bosco e del sottobosco. In seguito, con l'approssimarsi dell'autunno, vengono attivamente ricercate dalla specie quasi tutte le tipologie di frutta selvatica, con una spiccata predilezione per ghiande (soprattutto di cerro, *Quercus cerris*) e castagne (ne è una palese dimostrazione l'elevata concentrazione di animali che si verifica, in periodo autunnale, in ambienti a prevalenza di castagno, *Castanea sativa*, e/o cerro). D'inverno, oltre ai vegetali normalmente reperibili, assumono una discreta importanza trofica le fronde di alberi e arbusti mentre, occasionalmente, possono verificarsi utilizzazioni (a scopo alimentare) della corteccia degli alberi che può essere strappata fino al livello radicale, arrecando conseguentemente danni al patrimonio forestale (Simonetta *et al.*, 1998). Occorre però sottolineare che un tale evento è da ritenersi sporadico e legato prevalentemente ad annate caratterizzate da condizioni meteorologiche molto avverse.

Si possono inoltre evidenziare alcune differenze qualitative nella dieta dei vari soggetti componenti la struttura sociale della popolazione: maschi, femmine e piccoli. Il fabbisogno energetico annuale costituito da piante erbacee e arbustive è sostanzialmente in equilibrio per quanto riguarda la dieta delle femmine e dei piccoli, mentre in quella dei maschi il consumo di essenze arbustive è notevolmente superiore (Alvarez, 1991). Fra le essenze arboree preferite prevalgono le latifoglie (in prevalenza querce ed aceri), mentre le conifere sono utilizzate solo in caso di necessità.

La quantità di alimenti necessaria quotidianamente ad un daino è pari al 10% del proprio peso corporeo. Il consumo giornaliero di biomassa, espresso per Kg di peso corporeo, risulta compreso fra i 37 ed i 43 g di materia secca con una parte di proteine quantificabile in 2–3.5 g (Spagnesi e Toso, 1991).

Si descrivono ora, sommariamente, alcune caratteristiche etologiche della specie che riteniamo fondamentali ai fini della individuazione delle possibili scelte gestionali.

Il daino è una specie dotata di una forte propensione all'aggregazione sociale e, ad esclusione della stagione degli amori (ottobre), vive in branchi generalmente unisessuali. I branchi presentano caratteristiche quali-quantitative estremamente diversificate, in relazione soprattutto alle diverse realtà ambientali ed ai valori di densità della popolazione; sono tendenzialmente più numerosi nelle località caratterizzate da ampi spazi aperti (con conseguente maggiore disponibilità di risorse alimentari) e sono composti solitamente da 6-13 unità con valori medi di circa 8 individui (Alvarez, 1975). La presenza contemporanea di diversi gruppi nei siti di alimentazione, caratterizzati inoltre da scarsa competizione interspecifica, può portare ad aggregazioni temporanee anche molto numerose ed

eterosessuali. I parametri demografici delle diverse popolazioni, e la conseguente composizione quali-quantitativa dei branchi, dipendono da una serie di fattori influenzanti quali: l'abbondanza di cibo, la presenza di predatori, la disponibilità di acqua, il grado di copertura vegetazionale, l'epoca dell'anno e l'ora del giorno, nonché dai sistemi sociali dei maschi dominanti (Pablo, 1981).

Per quanto riguarda il sistema riproduttivo, il daino è in grado di attuare strategie molteplici e diversificate, soprattutto in funzione delle densità raggiunte dalla specie nei siti degli amori e delle risorse trofiche presenti negli stessi; può adottare infatti indifferentemente: il sistema ad "harem" (tipico del cervo) in cui il maschio riproduttore segue e difende un gruppo di femmine proteggendole da altri pretendenti; il sistema "territoriale" (tipico del capriolo) in cui difende invece una porzione di territorio non eccessivamente ampia cercando di accoppiarsi con le femmine che vi transitano; il sistema ad "arena e/o lek" dove più maschi si aggregano, difendendo un territorio di estensione variabile (in rapporto al numero di maschi dominanti che partecipano), all'interno del quale ogni maschio gestisce individualmente porzioni di territorio molto piccole (poche decine di metri). Le femmine visitano queste aree quasi esclusivamente durante il periodo di estro, mentre i maschi si limitano a tentare di attirare all'interno della loro "arena" (utilizzando tutto il loro repertorio di esibizioni acustiche e visive), le femmine che transitano nei pressi; queste quindi esercitano la loro scelta liberamente, basandola sulle caratteristiche comportamentali e fisiche dei maschi. Nel mese di ottobre queste aree sono teatro di un'attività molto intensa da parte dei maschi, caratterizzata oltre che da esibizioni vocali, corteggiamenti e interazioni aggressive, anche da un'intensa attività di marcamento territoriale, che viene effettuato a danno sia di piccole piante (fregoni) che del soprassuolo (raspate).

Le femmine possono rimanere gravide a partire dal 16° mese di età ed il numero medio di piccoli per femmina alla fine dell'estate è in genere compreso tra 0.7 e 0.8; il tasso annuo di incremento di una popolazione con rapporto sessi paritario risulta del 30-40% (Spagnesi e Toso, 1991), conformemente a quanto riportato da altri autori (Perco, 1976; Cadman, 1971) che quantificano l'incremento utile annuo di una popolazione di daino in circa il 30-35% della consistenza totale, sempre in condizioni di rapporto sessi di 1:1.

5.3 Indicazioni gestionali

Il daino è una specie ecologicamente molto adattabile ed in grado quindi di colonizzare anche territori degradati o fortemente antropizzati. Questa peculiare plasticità lo ha portato ad una notevole espansione, determinando in molti casi una competizione alimentare e spaziale con specie ritenute autoctone. È un forte competitore del capriolo (limitante) e della zootecnia; dal punto di vista venatorio la sua gestione è relativamente recente e sembra comunque in grado di risvegliare un notevole interesse. In presenza di densità elevate può produrre danni anche notevoli alle colture agrarie ed al patrimonio forestale. Il monitoraggio costante e standardizzato delle popolazioni di daino, sia in termini di valutazioni di densità che di controllo della dinamica espansiva e di popolazione, deve pertanto essere considerato uno degli obiettivi a medio termine più importanti della strategia gestionale, finalizzata alla valorizzazione delle specie autoctone e/o a quelle di maggior valore naturalistico. È necessario inoltre considerare che essendo il daino una specie non "legata" al territorio come il capriolo, i censimenti dovrebbero essere effettuati sull'intero areale distributivo, infatti ad una considerevole contrazione di areale nel periodo riproduttivo fa seguito una forte espansione dell'areale di svernamento con spostamenti dei gruppi invernali sul territorio, anche di notevole entità. L'applicazione di metodologie di censimento standardizzate rende inoltre relativamente semplice la determinazione della

quantità e struttura dell'intera popolazione soprattutto nel periodo riproduttivo (Cicognani *et al.*, 2000).

Conseguentemente alla conoscenza dei parametri di struttura e dinamica di popolazione, unitamente alla valutazione del rischio di danneggiamenti al patrimonio agro-forestale si può ipotizzare una strategia gestionale sia di tipo conservativo che limitativo. Tale strategia è attuabile innanzitutto con il divieto di effettuare nuove immissioni, mantenendo sotto stretta sorveglianza recinti e parchi faunistici e disincentivando la detenzione della specie. Per quanto riguarda le popolazioni già consolidate in natura si potrebbero attuare programmi di gestione volti a impedire o a limitare, dove necessario, un'ulteriore espansione degli areali attuali, così come a ridurre le densità ove queste vengano ritenute eccessive; per contro si possono attuare interventi mirati al mantenimento o addirittura all'incentivazione della popolazione di daino presente, ove non si verificano danneggiamenti e si voglia utilizzare la grande osservabilità della specie come richiamo nei confronti del turismo naturalistico. Gli interventi di tipo conservativo possono consistere in:

- Mantenimento di zone aperte di pascolo e/o creazione di nuove radure finalizzate sia ad aumentare la disponibilità di risorse trofiche (con conseguente riduzione dei danneggiamenti al patrimonio forestale) che ad una più facile fruizione turistica
- Riduzione del disturbo antropico in aree di rilevante importanza dal punto di vista etologico, ad esempio limitando le attività umane nel periodo riproduttivo (settembre-ottobre) nell'area riproduttiva principale (Campominacci - Botriali).
- Controllo e se possibile eliminazione (ove presente) del randagismo canino.

Per quanto riguarda le densità da considerare consigliabili, esse variano in funzione delle caratteristiche ambientali: intorno ai 2.5-3.5 capi per 100 ha in contesti con buona presenza di colture agrarie; 8-12 capi per 100 ha in ambienti a scarsa antropizzazione o nei casi in cui non si ravvisi una competizione aperta a scapito del capriolo (Mattioli in: Toso *et al.*, 1999). In base ai dati noti, le densità agro-forestali sono fissabili per il daino in 3 capi/100 ha in ambienti di qualità scadente, 6 capi/100 ha in ambienti qualitativamente discreti e 14 capi/100 ha in ambienti ottimali (cfr. Mattioli, 1999). Considerando la qualità ottimale dei territori del Parco, si può evidenziare un valore di densità media normalmente al di sotto della potenzialità ambientale. Valutando però attentamente le carte tematiche relative al daino ed al capriolo, sembra si evidenzia una certa incompatibilità fra le due specie soprattutto in regime di elevata densità del daino, a cui corrisponde una forte diminuzione della popolazione di capriolo. Privilegiare il capriolo nelle scelte gestionali è conseguenziale al minor impatto di questa specie sul patrimonio agro-forestale e ci trova perciò concordi. Occorre però considerare che lo status attuale del daino è il risultato di un processo di adattamento della specie in atto ormai da decenni, e che conseguentemente, sia indispensabile una attenta valutazione (da parte degli enti preposti) sul possibile futuro di una popolazione che, a prescindere dal carattere non autoctono, in funzione di una presenza consolidata fin da tempi storici fa ormai parte a tutti gli effetti del patrimonio faunistico locale.

Ci sembra fondamentale a questo punto rimarcare la necessità di monitoraggi periodici sulle popolazioni di ungulati che consentano una corretta valutazione dei fenomeni di competizione interspecifica e dei risultati conseguenti all'applicazione di determinate strategie gestionali.

6. CERVO

6.1 Distribuzione

La presenza del cervo è ormai accertata su tutta l'area di studio, con l'eccezione della porzione settentrionale del Parco a nord della linea Premilcuore-Monte Peschiera, e di una porzione meridionale a sud della linea Corezzo-Giona, nonostante la specie sia ormai presente da alcuni anni in Vallesanta (Fig. 6.1.1).

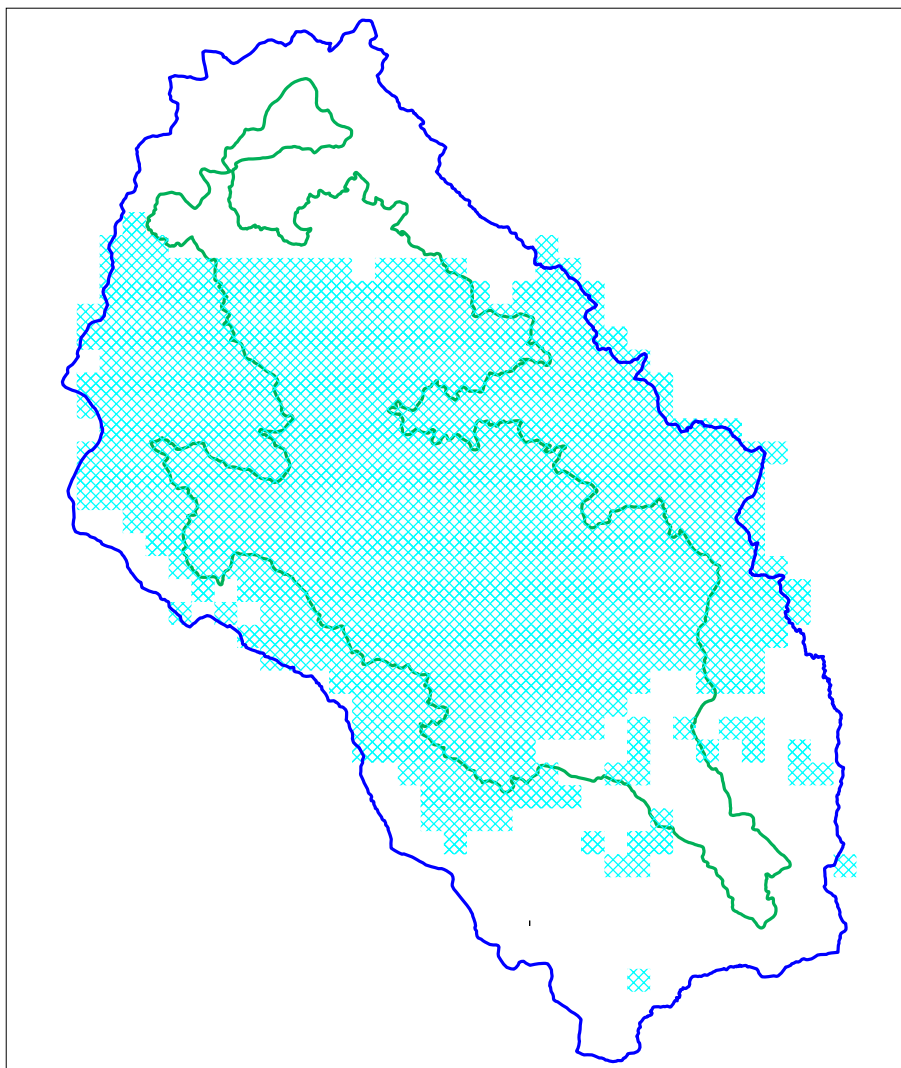


Fig. 6.1.1 Carta della distribuzione del cervo nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe

Grazie alle conoscenze ricavabili dai decennali studi e osservazioni effettuati sulla popolazione di cervo delle Foreste Casentinesi, quantomeno del versante casentinese (Mazzarone *et al.* (red), 2000), tra cui va annoverato anche uno studio di telemetria (Fasoli *et al.*, 1994; AA.VV., 1994), è stato possibile definire l'utilizzo dell'areale nell'arco dell'anno. Nonostante non sia evidente una netta separazione tra aree di svernamento e di estivazione, e nonostante sia possibile osservare gruppi di individui sull'intero areale durante tutto l'anno, la popolazione sembra frequentare in modo differenziato nel corso dell'anno le diverse classi altitudinali e di conseguenza i diversi ambienti che le

caratterizzano (cfr. § 6.3). Annualmente si assiste dunque all'occupazione delle aree poste alle quote più basse dell'area di distribuzione durante il periodo invernale, subito dopo la stagione riproduttiva. Con l'approssimarsi della ripresa vegetativa nelle zone demaniali (aprile maggio) la maggior parte della popolazione tende a rientrare nelle aree poste alle quote medio alte. Lo spostamento verso le aree di estivazione e quindi la tendenza alla contrazione dell'area di distribuzione a ridosso del crinale appenninico, culmina durante la stagione riproduttiva, in cui si osserva un'elevata concentrazione di individui in una zona ristretta, identificabile come quartiere degli amori.

All'interno dell'area di distribuzione annuale, è possibile dunque riconoscere un'areale in essa incluso, tradizionalmente frequentato durante la stagione riproduttiva in cui si manifesta con continuità l'attività di bramito. Allo scopo di valutare le variazioni dell'areale riproduttivo negli ultimi anni e dunque di individuare le possibili direttrici di espansione della popolazione, sono stati confrontati gli areali di riproduzione occupati dal cervo nel 1994 e nel 1999 (Fig. 6.1.2).

Una delle più importanti variazioni osservate nel corso del periodo di riferimento, è stato un generale abbassamento del limite altitudinale inferiore dell'area di bramito, che in molti casi si è attestato intorno ai confini dell'area protetta. Presumibilmente, l'istituzione del Parco, e la conseguente estensione dell'area a divieto di caccia rispetto all'area protetta garantita dal perimetro delle aree demaniali, ha influito sull'espansione altitudinale dei quartieri di riproduzione. Per quanto riguarda il versante toscano dell'area di indagine, si possono osservare altre due direttrici principali di estensione dell'areale di bramito: una verso nord-ovest e l'altra verso sud-est.

La direttrice di espansione verso nord-ovest è identificabile con il consolidamento e l'aumento dell'attività di

bramito in tutta la Valle dell'Oia e dal rilevamento di nuove aree di bramito nell'area della Pantenna - Le Piscine fino al Passo Porciglie. Negli ultimi anni è stata riscontrata attività di bramito in due areali "disgiunti" situati nel versante fiorentino situati intorno a Monte Campaccio e Poggio degli Ortica (San Godenzo). Come conseguenza è stato osservato un progressivo aumento della presenza annuale del cervo nella zona compresa tra il Passo di Croce a Mori e le località di Gualdo e La Villa.

Ciononostante secondo le conoscenze acquisite è stato possibile verificare che l'espansione della popolazione di cervo delle Foreste Casentinesi verso nord avviene principalmente lungo il versante romagnolo.

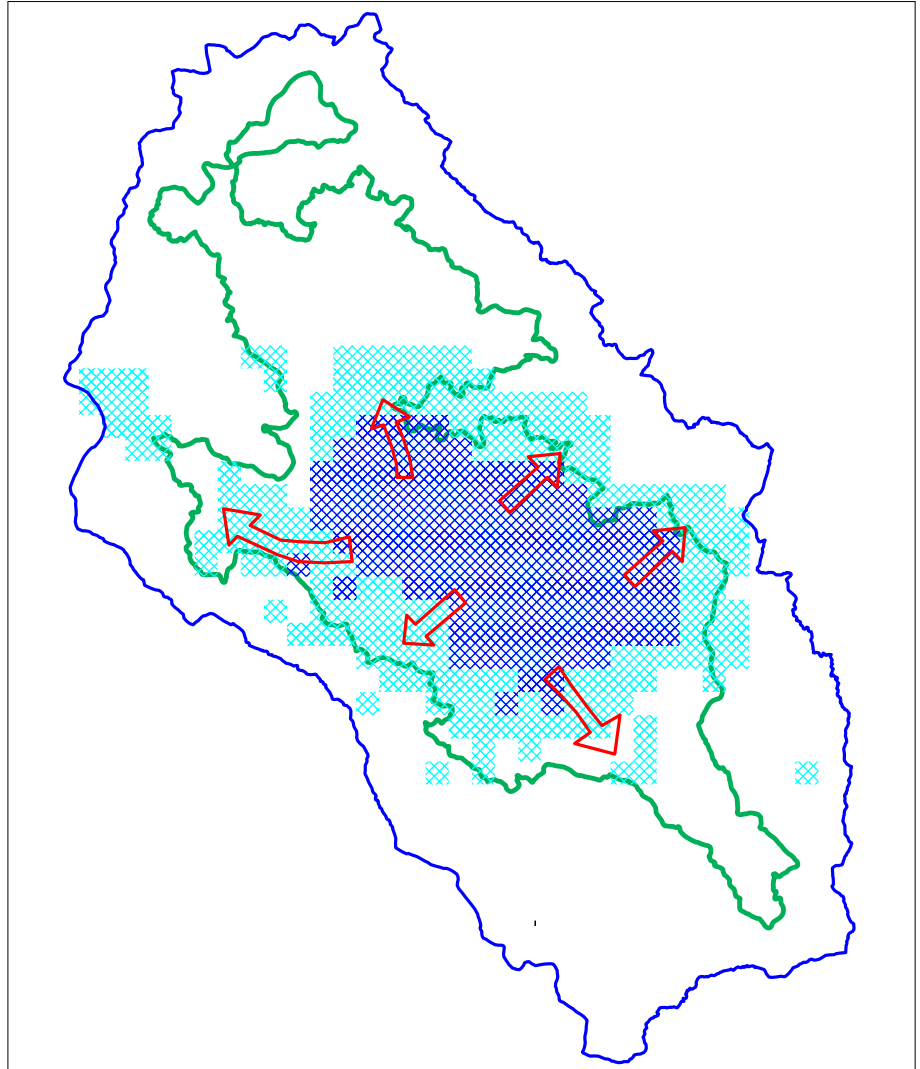


Fig. 6.1.2 Carta degli areali riproduttivi del cervo nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe: in blu l'areale di bramito del 1994, in azzurro l'areale di bramito del 2000. Le frecce indicano le direttrici di espansione individuate con il confronto.

Il modello di valutazione dell'idoneità ambientale contenuto nella carta delle vocazioni faunistiche elaborata per la Regione Emilia-Romagna (Toso *et al.*, 1999) ha individuato una vasta area ad elevata vocazionalità biologica e agro-forestale per tutta la fascia sottostante lo spartiacque appenninico, coincidente con i grandi complessi boscati presenti. Nel caso venisse garantita un'idonea protezione in alcune aree strategiche, soprattutto durante il delicato periodo di bramito, e considerata l'elevata idoneità ambientale e il naturale progressivo aumento di areale in direzione nord, sarebbe probabile ipotizzare nel giro di pochi anni un congiungimento tra la popolazione di cervo dell'Appennino tosco-romagnolo e quella dell'Appennino tosco-emiliano (Province di Prato, Pistoia e Bologna). Bisogna però sottolineare che la popolazione di cervo dell'Appennino tosco-emiliano stenta ad espandersi secondo la direttrice indicata (Mattioli *et al.*, 2000). Assume particolare importanza in questo contesto l'areale secondario di Monghidoro (BO), costituito esclusivamente da animali d'allevamento, che si sta espandendo verso est, con gruppi di cervi osservati in inverno fin verso Quinzano, nell'AFV Le Lagune.

La seconda direttrice principale di espansione della popolazione di cervo delle Foreste Casentinesi verso sud-est è identificabile con l'estensione dell'areale di bramito verso la zona di Frassineta - La Brancuta fino all'alta Valle del Tevere (Riserva Naturale di Monte Nero). Per quanto riguarda l'areale annuale, la specie risulta ormai presente da alcuni anni nell'alta Vallesanta, nell'area compresa tra La Brancuta, Corezzo, Rimbocchi, Passo di Serra e Passo dei Mandrioli, ed è quindi ipotizzabile che in questa direzione possa avvenire un sensibile aumento di areale, favorito anche dall'istituzione dell'Oasi di protezione dell'Alpe di Catenaia.

Per quanto riguarda invece il versante romagnolo dell'area di indagine, si possono osservare due direttrici principali localizzate prevalentemente in territori esterni ai confini del Parco, con direttrici di espansione nord-est; ed una, molto più limitata, all'interno dei confini dell'area protetta, con direttrice nord-ovest. Per poter individuare e valutare con maggior precisione queste direttrici è stata fatta una valutazione di densità relativa, utilizzando il metodo Kernel (Worton, 1989; Seaman e Powell, 1996; Tufto *et al.*, 1996), sia sull'areale riproduttivo che su quello di svernamento. In entrambi i casi (ma in maniera più netta sull'areale di svernamento) risultano due principali direttrici di espansione, di cui una più evidente che interessa lo spartiacque posto fra il Bidente di Corniolo e il Bidente di Ridracoli ed una minore individuabile nello spartiacque che divide il Bidente di Pietrapazza dal fiume Savio (Cicognani *et al.* 2000). Risulta inoltre notevole la densità di animali che si registra nel periodo invernale nella zona posta ad ovest-sud ovest della linea ideale che congiunge Campigna a Fiumicello, corrispondente ai pascoli della Valbiancana-Monte Ritoio-Monte Cavallo e Pian del Grado, a dimostrazione di quanto siano importanti per il cervo le zone "aperte" e relativamente tranquille nella fase di svernamento. Da sottolineare infine la concentrazione, in periodo riproduttivo, degli animali all'interno dei confini del Parco, nelle aree caratterizzate da minore disturbo antropico e presenza costante di acqua.

6.2 Consistenza della popolazione

La consistenza della popolazione di cervo dell'Appennino tosco-romagnolo è valutata annualmente utilizzando il censimento al bramito (Mazzarone *et al.*, 1989; Mazzarone *et al.*, 1991). L'applicazione di questa metodologia di censimento consente il conteggio dei maschi adulti bramitanti e attraverso semplici elaborazioni è possibile ottenere i valori di densità e consistenza per le superfici di riferimento. Uno dei presupposti fondamentali e necessari per le elaborazioni è la conoscenza della struttura della popolazione (cfr. § 7.2).

Per quanto riguarda il versante toscano dell'areale di bramito, la consistenza della popolazione che insiste nella porzione aretina del Parco è stimata annualmente dal 1988

(per una consultazione dei risultati annuali fino al 1997 cfr. Mazzarone *et al.* (red), 2000; per gli anni successivi cfr. Orlandi e Gualazzi, 1999, 2000). Nel corso dei 13 anni di studio, l'area censita è stata modificata per adeguare il conteggio alle variazioni dell'areale di bramito (cfr. § 6.1). Inoltre altri soggetti sono stati chiamati alla partecipazione del censimento, in quanto l'areale di bramito si è "estesa" sui territori di loro competenza. Nel 1999 è stato dunque effettuato per la prima volta un censimento completo su tutto l'areale di bramito del cervo dell'Appennino tosco-romagnolo (Cicognani *et al.*, 2000). Il monitoraggio dell'intera popolazione è proseguito anche nel 2000 e si auspica che possa proseguire anche per i prossimi anni.

Per quanto riguarda invece il versante romagnolo il primo censimento al bramito è stato effettuato nel 1995, nell'ambito di un progetto di ricerca su alcuni aspetti dell'ecologia del lupo (AA.VV., 1996). Negli anni seguenti il censimento è stato interrotto, fino ad arrivare al 1999, anno in cui è stato effettuato il censimento completo dell'intera popolazione di cervo (cfr. più sopra).

Nella tabella seguente sono sintetizzati i risultati ottenuti nel 1999 relativi all'intera area di bramito censita (Cicognani *et al.*, 2000).

	Provincia Arezzo		Provincia Firenze		Provincia Forlì-Cesena		Totale
	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	
N. maschi bramitanti censiti	132	12	6	5	145	12	312
N. individui stimati	776	71	35	29	853	71	1835

Il numero di capi stimati nel 1999 è di 1835, di cui circa il 90% rilevati all'interno dei confini del Parco, a ulteriore conferma dell'importanza rivestita dalle aree protette per una specie elusiva come il cervo.

Potendo contare su una serie storica di dati di consistenza come quella riferibile ad un'area di studio situata nella porzione aretina dell'areale di bramito (5100 ha circa), è possibile valutare la dinamica della popolazione (Orlandi e Gualazzi, 2000).

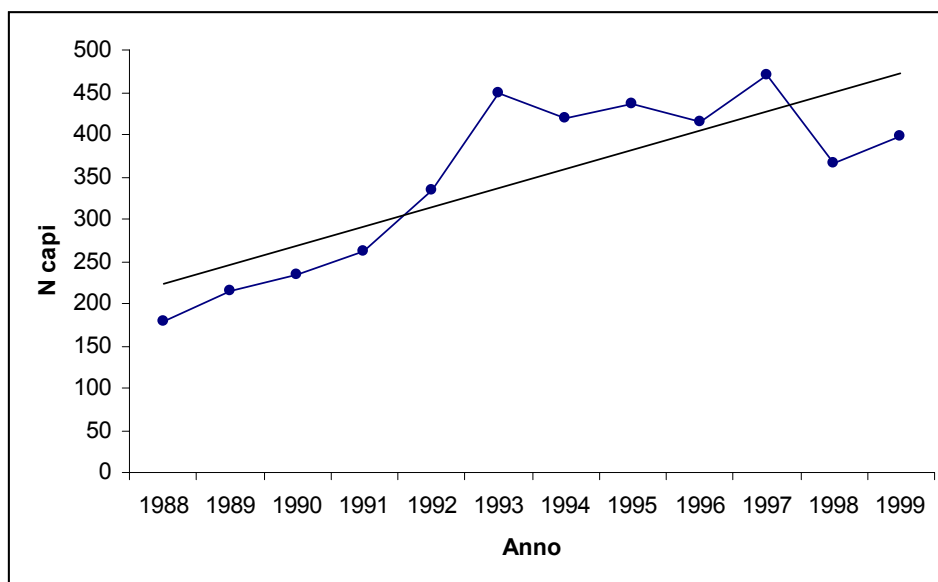


Fig. 6.2.1 Consistenza della popolazione di cervo rilevata in un'area di studio (5.100 ha ca.) situata nella porzione aretina dell'areale di bramito dal 1988 al 1999.

I risultati, valutati nel complesso, mostrano che la popolazione si trova in una fase di crescita sia numerica che, come già descritto nel paragrafo precedente, di areale. Per ulteriori spiegazioni e per un maggiore approfondimento sulla dinamica della popolazione cfr. Mazzarone *et al.* (red.), 2000; Orlandi e Gualazzi, 2000.

6.3 Relazioni con l'habitat

Una valutazione della fenologia nell'uso dell'habitat da parte della popolazione di cervo è stata affrontata in diversi studi (cfr. AA.VV., 1994; Gualazzi, 1995; Gualazzi e Trinca R., 1997; Trinca Rampelin, 1997; Gualazzi *et al.*, 1998; Turchini, 1999; Mazzarone *et al.* (red), 2000) riferiti unicamente ad aree di indagine poste nel versante casentinese dell'area di distribuzione della specie. A supporto dell'interpretazione dei dati ottenuti sull'uso dell'habitat risulta molto utile un'analisi dell'offerta di pascolo nelle diverse tipologie ambientali effettuata durante uno studio sperimentale nelle Riserve Naturali Biogenetiche Casentinesi (Mattioli, 1985; Mazzarone, 1986; Lovari, 1987).

Il confronto tra l'uso dell'habitat e le disponibilità alimentari sembra evidenziare come il cervo tenda a preferire, in generale, gli ambienti nei quali la disponibilità alimentare è quantitativamente abbondante, grazie alle sue caratteristiche di pascolatore tipico, capace, a differenza del capriolo, di digerire anche gli alimenti ricchi di fibra. Il cervo mostra una selezione positiva per tutto l'anno per i castagneti, per i boschi misti di latifoglie e quelli a prevalenza di cerro. Entrambe le formazioni presentano un'elevata disponibilità alimentare, eccellente anche dal punto di vista qualitativo. Inoltre, grazie alla sua plasticità alimentare, il cervo è in grado di ottimizzare al meglio l'uso delle risorse in questo tipo di ambiente per la capacità di utilizzare anche le fonti alimentari più scadenti, come le cortecce, non appetite invece dal capriolo.

La selezione positiva delle abetine durante il periodo autunnale, in concomitanza anche con la fase riproduttiva della popolazione, coincide con il momento in cui l'offerta di pascolo è abbondante oltre che adeguata dal punto di vista qualitativo (elevata diffusione degli strati erbaceo ed arbustivo ed in particolare del rovo), a differenza di quanto osservato invece in inverno e in primavera.

La ridotta disponibilità alimentare in termini quantitativi, potrebbe invece essere la causa della selezione negativa evidenziata nel corso di tutte le stagioni per le faggete e per i boschi di pino e douglasia.

Per quanto riguarda le aree aperte (tagliate a raso, praterie d'altitudine e pascoli cespugliati), è stata osservata una selezione negativa in tutte le stagioni. L'area a cui si riferiscono gli studi citati, non comprende le aree extra-demaniali e quindi non sono incluse nell'analisi le aree agricole poste sul fondovalle casentinese, indubbiamente molto frequentate durante il periodo invernale e primaverile. I censimenti a vista realizzati a tardo inverno mostrano infatti come la quasi totalità della popolazione casentinese si concentri lungo il fondovalle, quantomeno per le attività di alimentazione. L'elevata densità che viene raggiunta in queste aree di foraggiamento sta creando negli ultimi anni una forte incompatibilità tra fauna selvatica e attività agricole. Nonostante non sia sempre possibile attribuire con certezza la responsabilità di un danno alle diverse specie di cervidi, nella già citata analisi delle richieste di indennizzo per i danni causati dalla fauna selvatica (cfr. § 5.3), è emerso che gli effetti prodotti dai cervidi, e soprattutto dal cervo, sono maggiormente localizzati e meno estesi come superficie rispetto a quelli prodotti dal cinghiale, ma causano perdite di produzione altrettanto gravi, in quanto si concentrano maggiormente su tipologie di colture più pregiate (cereali, alberi da frutto, cardo dei lanaioli, oliveti, rimboschimenti, alberi di natale). Dalla Fig. 6.3.1 è possibile osservare che i danni da cervidi sono più frequenti all'interno dell'areale di svernamento del cervo,

soprattutto nelle zone della Vallesanta fino Freggina e nelle aree agricole intorno a Stia e Papiano.

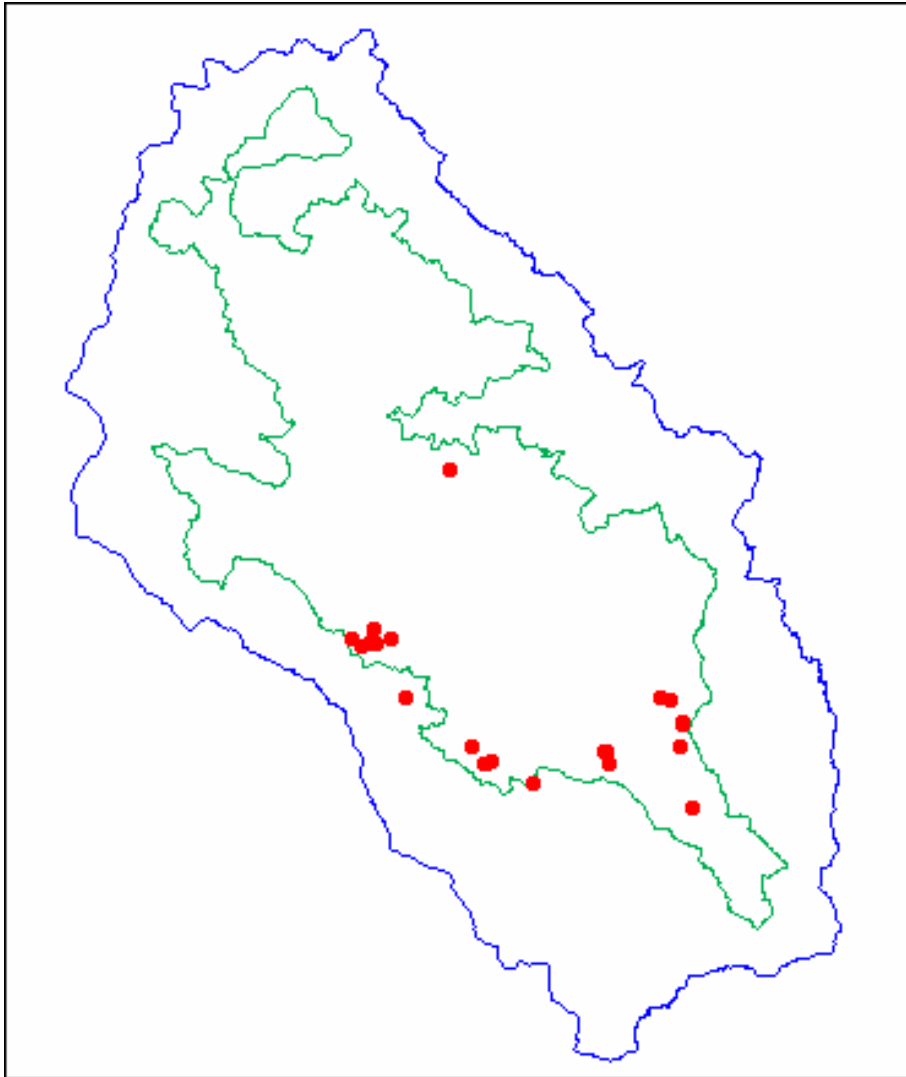


Fig. 6.3.1 Carta delle località in cui sono stati rilevati danni alle attività agricole causate da Cervidi, per cui è stata inoltrata richiesta di indennizzo all'Ente Parco nel periodo 1995 - giugno 1999 (Gualazzi e Valtriani, 2000).

escono dai confini dell'area protetta (disturbo antropico, attività venatoria, bracconaggio). È presumibilmente per questo motivo che le aree al di fuori del Parco vengono utilizzate unicamente per l'alimentazione e prevalentemente nelle ore notturne, mentre come siti di rimessa i cervi utilizzano le più "tranquille" zone protette.

6.4 Indicazioni gestionali

Da quanto esposto nei paragrafi precedenti, non emergono particolari emergenze dal punto di vista conservazionistico, quanto piuttosto alcune problematiche gestionali, che possono essere sinteticamente delineate nei punti seguenti.

Areale di bramito

È stato osservato come la superficie dell'area di bramito in questi ultimi anni abbia subito notevoli variazioni. L'espansione dei quartieri riproduttivi è spiegabile con la

Sul versante romagnolo, l'incidenza dei danni da cervidi è decisamente ridotta. I cervidi non sembrano costituire una causa importante nella perdita di produzione agricola, imputabile quasi esclusivamente al cinghiale.

Ciononostante appare comunque evidente che, analogamente al versante toscano, in alcuni periodi dell'anno nelle aree poste al limite dell'area protetta si arriva ad un'eccessiva concentrazione di individui. Il costante incremento numerico della popolazione (cfr. § 6.2) e la conseguente inadeguata disponibilità di risorse alimentari rispetto alla richiesta, spinge i cervi a muoversi alla ricerca di nuove fonti alimentari.

L'espansione dell'areale trova ovviamente delle resistenze nel momento in cui i cervi

probabile saturazione dell'areale tradizionale. Nel § 6.1 sono state delineate le principali direttrici di espansione sui due versanti toscano e romagnolo.

Essendo stata verificata la grande sensibilità del cervo al disturbo (principalmente antropico) durante il periodo riproduttivo (per un confronto vd. Mazzarone e Mattioli, 1996; Mattioli *et al.*, 2000), sarebbe dunque auspicabile garantire condizioni di minimo disturbo su tutto l'attuale areale di bramito e in alcune aree strategiche poste lungo le direttrici di espansione. Naturalmente dovrebbero essere privilegiate, come aree di prossima colonizzazione, le zone a maggior vocazionalità per il cervo e a minor impatto sulle attività agro-forestali, quali le superfici boscate poste lungo il crinale appenninico sia a sud-est che a nord-ovest dell'attuale areale riproduttivo.

Condizioni di minimo disturbo potrebbero essere assicurate attraverso:

- diminuzione del disturbo causato dalle attività turistiche in aree come la Foresta di Camaldoli e la Foresta della Lama, durante il periodo di bramito (fine agosto-fine ottobre).
- Istituzione di aree di rispetto lungo le possibili direttrici di espansione della popolazione. In direzione sud è già presente l'Oasi dell'Alpe di Catenaia, mentre in direzione nord mancano ambiti protetti nel tratto di crinale compreso tra il confine del Parco e i confini delle Province di Bologna e Pistoia. Questo aspetto assume particolare importanza per favorire il congiungimento delle popolazioni di cervo dell'Appennino tosco-romagnolo e tosco-emiliano.

Impatto sulle attività agro-forestali

L'elevata densità di individui che si raggiunge nelle aree agricole poste dentro e fuori i confini del Parco, utilizzate dai cervi come aree di alimentazione durante il periodo invernale e primaverile, sta creando negli ultimi anni una forte incompatibilità tra fauna selvatica e attività agricole. Presumibilmente il costante aumento numerico della popolazione e la conseguente inadeguata disponibilità di risorse trofiche, spinge i cervi a muoversi alla ricerca di nuove fonti alimentari. L'espansione dell'areale non sarebbe di per sé un problema, nel caso tale necessaria espansione non venisse ostacolata per cause sostanzialmente riconducibili al disturbo antropico e alla presenza di barriere geografiche. Questo "sbarramento" è presumibilmente la causa della già citata concentrazione di gran parte della popolazione lungo i confini dell'area protetta.

Sebbene la tendenza generale sia quella appena descritta, è vero che la valutazione degli effetti e dei possibili rimedi assume caratteristiche diverse sui due versanti del Parco.

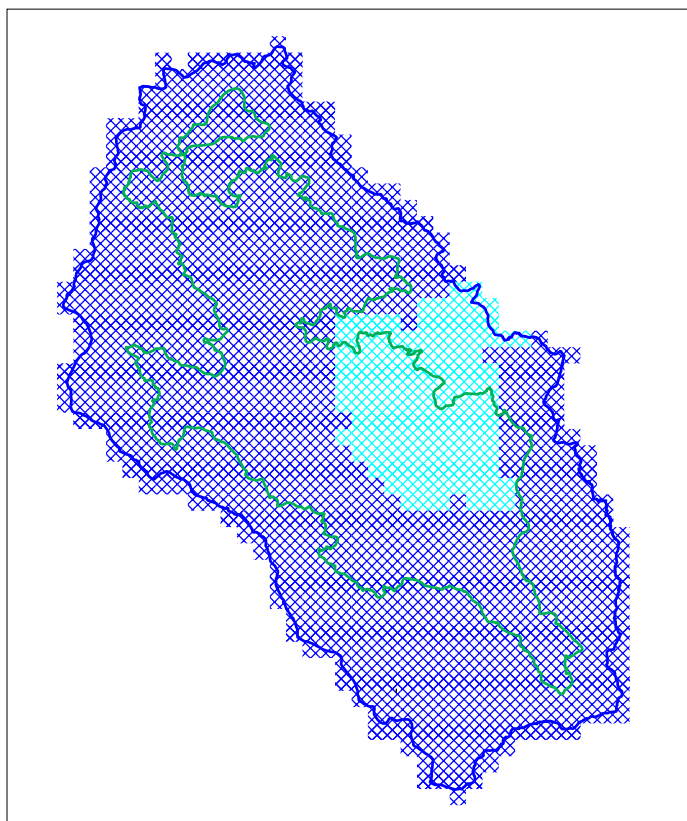
Il fondovalle toscano è caratterizzato da un maggior sfruttamento agricolo rispetto al fondovalle romagnolo, e un'elevata superficie è utilizzata per la produzione di colture più pregiate rispetto al pascolo dominante in Romagna. È indubbio dunque che l'impatto della presenza del cervo sulle attività agricole nel versante toscano risulti maggiore sia da un punto di vista economico che come frequenza di danneggiamento. Inoltre, ricollegandosi all'effetto "sbarramento" descritto più sopra, se è ipotizzabile che le attività antropiche costituiscono uno dei principali fattori limitanti all'espansione dell'areale del cervo, è vero che la presenza di barriere geografiche, quale il corso del fiume Arno, può assumere un'importanza rilevante come fattore "rallentante". La presenza di alcuni gruppi di cervo è già stata rilevata in destra idrografica dell'Arno nella zona di Gualdo-Tartiglia e dalle indicazioni raccolte sembra che il superamento dell'Arno sia stato effettuato all'altezza di Stia e Pratovecchio (Meazzini E., com. pers.), ma non sono tuttora noti altri tentativi riusciti di attraversamento.

Tutto ciò premesso, e tenendo conto di quanto già esposto nel § 4.4, riteniamo che la programmazione degli interventi necessari alla riduzione dei danni alle attività agro-forestali debba considerare:

- Il controllo della consistenza della popolazione, secondo le modalità e i metodi ritenuti più idonei.
- L'utilizzo ed eventuale obbligo di utilizzo, di recinzioni fisse o mobili per la protezione delle colture, quantomeno di quelle più pregiate.
- La programmazione di interventi di miglioramento ambientale al fine di aumentare le disponibilità alimentari nelle zone boscate. Dove per interventi di miglioramento non si intende unicamente la conservazione di alcuni ambienti importanti da un punto di vista faunistico, quali i prati-pascoli, praterie e coltivi, ma anche e soprattutto l'assunzione di precisi indirizzi selvicolturali che consentano il mantenimento e l'incentivazione della complessità biologica del bosco. In questo senso sarebbero dunque auspicabili interventi che prevedano la riduzione delle ampie estensioni degli impianti di conifere (Monte Tufone, ex Vita-Meyer) e delle faggete pure, così come sarebbe importante impedire la scomparsa delle abetine pure.
Consentendo l'incremento delle disponibilità alimentari, questo tipo di interventi consentirebbe inoltre di ridurre la pressione di brucatura sulla rinnovazione forestale, soprattutto sull'abete bianco (*Abies alba*) (cfr. § 7.4).

7. CAPRIOLO

7.1 Distribuzione



Il capriolo occupa senza soluzione di continuità tutta l'area indagata. I dati storici disponibili per il versante aretino, fiorentino e forlivese (Casanova *et al.*, 1982; Crudele, 1988; Cicognani, in: Gellini e Matteucci (red.), 1993; Mattioli *et al.*, 1995a) sembrano individuare proprio nell'area delle Foreste Casentinesi il centro principale di origine ed irradiazione verso le aree circostanti nell'ultimo dopoguerra.

Fig. 7.1.1 Carta della distribuzione del capriolo nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe (in azzurro è rappresentata la zona di minor abbondanza coincidente con l'area di maggior concentrazione del daino).

7.2 Densità e struttura della popolazione

La serie storica che offre la più ampia disponibilità di dati sulla densità della popolazione di capriolo del Parco, è ricavabile dai censimenti effettuati annualmente dal 1988 nelle aree demaniali casentinesi. La sostanziale omogeneità nell'applicazione del metodo e nella scelta delle aree censite, consente un confronto dei risultati annuali e quindi una valutazione attendibile della dinamica della popolazione.

La metodologia di censimento utilizzata è quella delle battute campione (Lovari *et al.*, 1989), adatta a una specie individualista come il capriolo caratterizzata da un frequente uso degli habitat forestali a scarsa visibilità. Il metodo permette di definire una densità media ricavata dai dati rilevati in più aree di battuta.

I risultati ottenuti mostrano un sostanziale decremento della popolazione di capriolo che nei tredici anni di studio sembra essersi più che dimezzata. Se riportiamo il valore di densità rilevato nel 2000 (7.60 capi/100 ha di bosco) all'intera superficie boscata del Parco, la consistenza risulta pari a 1012 e 1240 capi, equivalenti ad una densità di 5.6 e 6.8 capi/100 ha di superficie totale rispettivamente sul versante romagnolo e toscano.

Va ricordato che le densità rilevate con i censimenti sono riferite ad una piccola porzione dell'intera area di studio. Una verifica del reale andamento demografico dell'intera popolazione sarebbe attualmente attuabile aumentando la superficie censita e confrontando i dati appena descritti con i risultati dei censimenti che vengono effettuati annualmente nei distretti di caccia di selezione adiacenti ai confini del Parco.

Rimane comunque indubbia l'evidenza che nell'ultimo decennio, in una rilevante porzione dell'area di distribuzione casentinese della specie, è stata rilevata una notevole

diminuzione della densità e riteniamo che sia necessario approfondire e valutare le cause di tale decremento attraverso studi specifici.

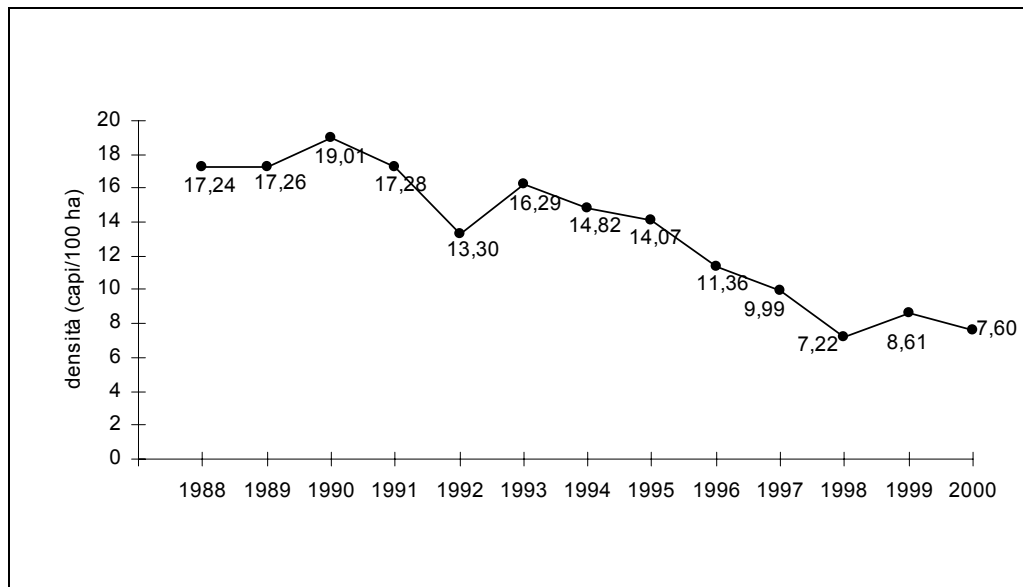


Fig. 7.2.1 Andamento demografico della popolazione di capriolo definito con il metodo del censimento in battuta, effettuato annualmente nelle aree demaniali del versante aretino del Parco. (Le densità sono riferite al numero di capi per 100 ha di bosco. La superficie censita è stata di 417 ha dal 1988 al 1990, 405 ha dal 1991 al 1996, 360 ha dal 1997 al 2000).

A supporto di tale studi esiste un'ampia disponibilità di dati riguardo la struttura della popolazione casentinese, elaborata utilizzando le osservazioni dirette che mensilmente dall'agosto 1993 vengono raccolte lungo percorsi campione situati nella medesima area di studio in cui si effettuano i censimenti (Mazzarone *et al.* (red.), 2000; Trinca Rampelin, 1997; Turchini, 1999). Sono inoltre disponibili dati precedenti al 1993 ma il metodo di raccolta non è standardizzato.

7.2 Relazioni con l'habitat

Analogamente a quanto già descritto per il cervo, una valutazione della fenologia nell'uso dell'habitat da parte della popolazione di capriolo è stata affrontata in diversi studi effettuati elaborando dati di osservazioni dirette (cfr. AA.VV., 1994; Gualazzi, 1995; Gualazzi e Trinca R., 1997; Trinca Rampelin, 1997; Gualazzi *et al.*, 1998; Turchini, 1999; Mazzarone *et al.* (red), 2000) o dati raccolti utilizzando la radio telemetria (AA.VV., 1994; Mauri e Luccarini, 1996; Mauri *et al.*, 1997) ma riferiti unicamente ad aree di indagine poste nel versante casentinese dell'area di distribuzione della specie.

L'analisi stagionale mostra una selezione significativa dei diversi habitat per tutte le stagioni. Prescindendo dai comportamenti individuali di ciascun individuo studiato, nel complesso emerge la selezione positiva in tutte le stagioni per le aree aperte, che nell'area di studio sono rappresentate principalmente dalle tagliate a raso nelle abetine e dagli arbusteti. Anche le latifoglie (escluso il faggio) sono particolarmente frequentate (soprattutto le cerrete). I boschi di conifere, e in particolare le abetine, e i boschi di faggio presentano bassi indici di frequentazione complessiva, anche se in alcune stagioni l'uso di queste tipologie ambientali è risultato ampiamente proporzionale alla disponibilità.

Come già accennato nel capitolo sul cervo, un aspetto gestionale importante sia da un punto di vista economico che della tradizione storica delle Foreste Casentinesi,

riguarda l'impatto dell'attività di alimentazione dei cervidi, e in particolare del capriolo, sulla rinnovazione forestale. Allo scopo di produrre un inventario dei "danni" causati dalla fauna selvatica alla foresta, nel 1998 è stato iniziato uno studio specifico sulla rinnovazione forestale all'interno delle aree demaniali casentinesi (Gualazzi, 1998, 1999, 2000), ed è in corso di preparazione un inventario completo per l'intera superficie del Parco a cura del C.T.A del Corpo Forestale dello Stato.

Secondo questi studi, l'impatto sulla vegetazione forestale prodotto dagli ungulati durante l'attività di alimentazione è risultato localmente molto elevato e sostanzialmente selettivo nei confronti di poche specie forestali. Nel caso delle Foreste Casentinesi, l'elevata intensità del consumo alimentare delle specie forestali assume un'importanza maggiore in considerazione del fatto che il potenziale di rinnovazione è limitato (AA. VV., 1993). Valori elevati della pressione di brucatura sono stati calcolati per gli aceri (*Acer sp.*) e il cerro, ma in particolare la rinnovazione dell'abete bianco risulta localmente compromessa.

7.2 Indicazioni gestionali

Identificazione dei fattori limitanti e valutazione del loro effetto sulla popolazione di capriolo

Alla luce di quanto emerso dall'analisi dei dati disponibili riguardo le densità di capriolo delle aree demaniali casentinesi nell'ultimo decennio, sarebbe opportuno identificare i fattori limitanti e valutare l'influenza di ciascuno sulla popolazione di capriolo del Parco. Considerando che le condizioni climatiche nell'area di studio, non sono esiziali per il capriolo, ad eccezione di rari eventi meteorici, e che nessuna zoonosi è stata rilevata nel corso degli ultimi tredici anni, probabilmente le ragioni del notevole decremento di densità andranno rilevate tra le variabili ambientali e la competizione interspecifica, soprattutto con il cervo ed il daino.

Impatto sulla rinnovazione forestale

Gli studi specifici effettuati nelle aree demaniali casentinesi hanno evidenziato un elevato impatto di brucatura dei cervidi sulla rinnovazione forestale. In particolare l'attività di alimentazione si concentra prevalentemente su poche specie forestali, tra cui l'abete bianco e il cerro presentano i più elevati indici di brucatura (Gualazzi, 2000).

Riteniamo dunque che questa problematica gestionale debba essere affrontata in modo deciso e specifico attraverso:

- programmazione di ulteriori approfondimenti che chiariscano i meccanismi ecologici legati a questo aspetto.
- definizione di precisi indirizzi selvicolturali e dei necessari interventi.

8. LUPO

8.1 Premessa

Il lupo è probabilmente la specie di maggior importanza del patrimonio faunistico nazionale, la sua presenza suscita interessi diversi e spesso contrastanti, infatti pur rappresentando tuttora nell'immaginario di molte persone l'essenza stessa di ferocia e malvagità, è gradualmente divenuto l'elemento qualificante, dei territori che occupa, in termini di elevata naturalità. Tuttavia per ampi settori della popolazione rurale e venatoria esso rappresenta ancora uno scomodo competitore possibilmente da eliminare. La conseguenza di ciò è il ritrovamento o la segnalazione di alcuni esemplari uccisi ogni anno soprattutto in quelle aree dove la presenza del lupo si pone come elemento di conflitto con le attività umane. Le scelte gestionali relative a questa specie richiedono quindi una particolare attenzione.

Nell'elaborazione dati relativa al lupo, sono state utilizzate tre categorie qualitative di presenza, in funzione delle particolari caratteristiche eco-etologiche della specie. La categoria 0 classifica territori in cui la specie non è mai stata segnalata, la categoria 1 classifica territori caratterizzati da "presenza occasionale o sporadica", cioè tutte le zone in cui la specie viene periodicamente rilevata ma non risulta costantemente presente; la categoria 2, "presenza stabile", per contro classifica le aree interessate da una presenza costante del predatore e quelle dove è stata accertata la riproduzione.

8.2 Caratteristiche generali e di interesse gestionale

Il lupo è una specie monogama e le coppie possono restare unite per molti anni o per tutta la vita utilizzando gli stessi territori di caccia, è caratterizzato da una struttura sociale complessa: il branco è formato in genere da una coppia di riproduttori, dai cuccioli e da alcuni individui giovani o di rango inferiore (Mech, 1970). All'interno del gruppo esiste una stretta gerarchia che permette di identificare almeno due livelli: (α e β), vi sono di solito due individui α (un maschio e una femmina) e un numero variabile di β . In genere, in un branco, solo la coppia α si riproduce (Mech, 1970, Boscagli, 1985), gli altri membri del gruppo non possono accoppiarsi se non in casi particolari e, nell'eventualità che questo accada, la gravidanza non viene quasi mai portata a termine. Il lupo è spiccatamente territoriale e difende attivamente il proprio territorio e le proprie risorse; l'esistenza di un comportamento territoriale non ha solo la funzione di difesa delle risorse alimentari, ma anche delle aree che vengono utilizzate per le tane e per le interazioni sociali (Murie, 1944). I giovani abbandonano il branco una volta raggiunta la maturità sessuale (22-24 mesi) per cercare un nuovo territorio dove potersi a loro volta riprodurre (Mech, 1970). I fattori che determinano la dispersione degli individui giovani sono principalmente legati alla distribuzione e abbondanza delle specie preda ed alla competizione intraspecifica (Messier 1985). La limitatezza delle risorse (sia prede naturali di grosse dimensioni sia disponibilità di spazio) è probabilmente all'origine del fatto che in Italia i lupi siano raggruppati in branchi di pochi individui (3-5; Boscagli, 1985) e che il fenomeno di dispersione sia esasperato in quanto rappresenta, forse, l'unica strategia in grado di garantire la sopravvivenza. Gli spostamenti dei branchi o dei singoli individui sono da mettersi in relazione, oltre che con i fattori prima ricordati, anche con le dimensioni del territorio di ogni gruppo, a sua volta influenzato notevolmente dal grado di antropizzazione e dalle disponibilità trofiche: conseguentemente in presenza di ambiti particolarmente

favorevoli si registreranno spostamenti limitati, mentre in ambienti poveri di risorse e/o molto antropizzati gli spostamenti avverranno su distanze maggiori.

Numerosi studi effettuati nell'Appennino centrale (Boitani e Zimen, 1975; Patalano e Lovari, 1993) hanno attribuito alle discariche un ruolo importante per la sopravvivenza del lupo. Tale ruolo appare invece assai meno determinante nell'Appennino settentrionale e praticamente irrilevante nei territori del Parco, dove i rifiuti o non compaiono affatto nella dieta del lupo, o ne costituiscono solo una minima parte (Matteucci, 1987; Matteucci *et al.*, 1994; Mattioli *et al.*, 1995; Meriggi *et al.*, 1996). Recenti studi sull'alimentazione del lupo nell'Appennino settentrionale (Meriggi *et al.*, 1993) hanno evidenziato che le predazioni su ungulati domestici e selvatici sono inversamente correlate, dato confermato anche per altre aree mediterranee. In zone con alte densità di ungulati selvatici la predazione su ungulati domestici è risultata mediamente bassa o trascurabile (Matteucci *et al.*, 1986; Matteucci, 1992; Matteucci *et al.*, 1994; Mattioli *et al.*, 1995).

8.3 Distribuzione

La popolazione italiana di lupo ha raggiunto il minimo storico alla fine degli anni sessanta, con non più di cento unità distribuite in 10 zone dell'Appennino, a partire dai monti Sibillini e della Tolfa fino ad arrivare alla Sila. Grazie anche alla totale protezione del lupo, entrata a far parte integrante della legge quadro n. 968 del 1977 sulla protezione della fauna, il lupo si è reso protagonista di un processo di espansione numerica e geografica, particolarmente evidente nell'Italia settentrionale, che ha portato alla sua ricomparsa in comprensori dai quali mancava da decenni. Nei primi anni '80, l'espansione diventa evidente sia al centro-sud, sia a nord, sull'Appennino tosco-romagnolo e ligure, dove, a partire dagli anni '85-'86, si verifica regolarmente la riproduzione (Matteucci, 1987; Meriggi *et al.*, 1991; Meriggi *et al.*, 1993).

Nel 1985 la popolazione venne stimata attorno alle 180-200 unità (Boscagli, 1985), sebbene tale stima non tenesse conto dei territori al di sopra dell'Appennino forlivese. Le stime attuali indicano in 400 (± 150) il numero degli individui distribuiti lungo la dorsale appenninica, dall'Aspromonte sino alle Alpi occidentali.

I territori dell'Appennino tosco-romagnolo rappresentano l'area nella quale la presenza del lupo è stata storicamente segnalata con maggiore regolarità, tanto che probabilmente l'area montuosa a cavallo tra le Province di Arezzo, Forlì e Pesaro ha ospitato la specie in modo costante anche durante gli anni '60 e inizio '70, periodo in cui le segnalazioni sembrano diminuire. Il notevole aumento degli ungulati ha contribuito successivamente a creare condizioni favorevoli ad una espansione del lupo. In ogni caso, dopo l'uccisione di un esemplare nel 1937 nei pressi di Poggio alla Lastra, le segnalazioni sembrano diminuire o scomparire durante gli anni '60, tuttavia secondo Cagnolaro *et al.* (1974b) nel periodo 1960-1974 sarebbero stati uccisi 17 lupi nella sola provincia di Forlì. Il 10/5/79, nei pressi di Premilcuore, viene rinvenuta la carcassa di un individuo che, ad un accurato esame, risulta essere un maschio adulto di lupo appenninico, ucciso con tutta probabilità da una fucilata (Gotti e Silvestri, 1985). A partire da quella data inizia una regolare sequenza di uccisioni in varie località delle province di Arezzo, Firenze, Forlì e Pesaro e in pratica non passa anno senza che almeno una carcassa venga recuperata in questa area (Matteucci *et al.* 1986). Il numero di individui uccisi, così come la continuità nel tempo dei rinvenimenti, lascia supporre la presenza di nuclei riproduttori. Nel 1986 due nuclei vengono localizzati nell'area delle Foreste Casentinesi e, nel giugno del 1987, sempre nella stessa area, viene individuata una tana occupata.

Attualmente la presenza della specie nei territori del Parco e nell'area limitrofa mostra una situazione distributiva (Fig. 8.3.1) caratterizzata da un grosso nucleo di presenza stabile (categoria 2) piuttosto regolare, ad eccezione di uno strano cuneo di presenza occasionale (categoria 1) localizzabile nell'area che ha al suo centro San Paolo in Alpe, area in cui paradossalmente fino ad alcuni anni fa si registrava la maggior consistenza della specie (osservazioni personali).

L'abbandono da parte del lupo di questo importante sito è molto probabilmente

conseguente ad un notevole aumento del disturbo antropico (turisti, escursionisti e cercatori di funghi) verificatosi negli ultimi anni. La regolamentazione delle attività antropiche è sicuramente molto problematica e difficile, la considerazione più importante da fare, a tale riguardo, è relativa allo scarso impatto che ogni tipologia di fruizione esercita se presa singolarmente, i problemi emergono quando le tipologie si sommano generando un disturbo costante nel tempo (il peggiore) e che raggiunge picchi elevatissimi in corrispondenza dei periodi in cui le diverse attività antropiche si concentrano nel medesimo periodo.

Nella tabella seguente sono riportate le superfici in ettari e le percentuali, di ciascuna categoria di presenza relativamente ai territori del Parco e dell'area contigua (fuori Parco).

	Categoria 0		Categoria 1		Categoria 2		Totali	
	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco	Parco	Fuori Parco
Superfici in ha.	0	7956	9146	29854	27673	18571	36819	56381
%	0	14.11	24.84	52.95	75.16	32.94		

Si può facilmente notare come la categoria 2 sia rappresentata prevalentemente all'interno dei confini del Parco, mentre per la categoria 1 avviene il contrario.

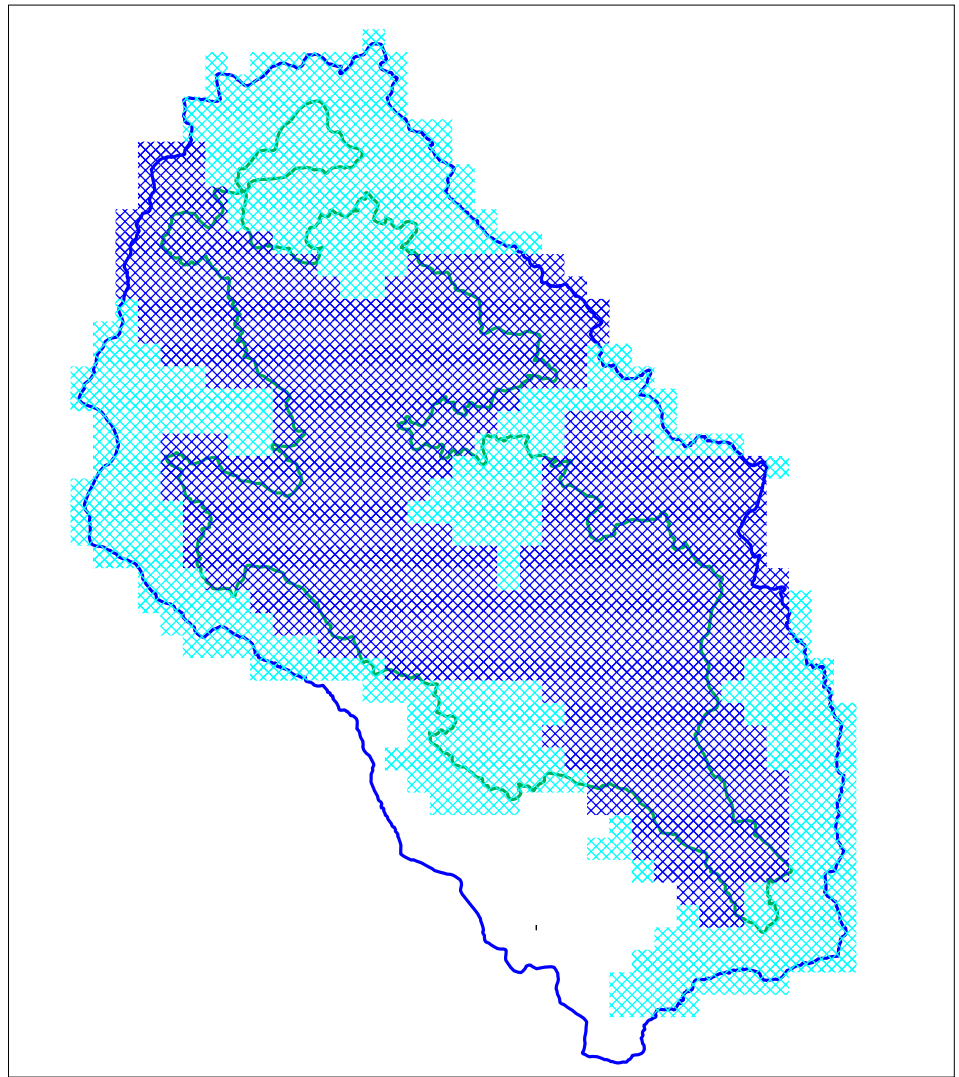


Fig. 8.3.1 Carta della distribuzione del lupo nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e aree limitrofe (azzurro: presenza occasionale o sporadica; blu: presenza stabile).

Nonostante quindi i territori limitrofi presentino notevoli potenzialità sia ambientali che trofiche, il lupo continua ad essere presente in prevalenza all'interno del Parco rimarcando l'importanza delle aree protette per la conservazione di questa specie. Occorre inoltre sottolineare come nelle zone confinanti con il Parco, si eserciti una notevole attività di caccia al cinghiale in braccata, evento da considerare deleterio per il lupo sia in termini di disturbo che di uccisioni illegali; infatti i cacciatori di cinghiale continuano a ritenere il lupo un competitore da eliminare.

Premettendo che l'intera superficie dell'area protetta assume un importante ruolo per la conservazione della specie, i territori che rivestono maggiore importanza relativamente alla presenza stabile del lupo sono: il crinale Tra Monte Falterona e Monte Massicaia, la valle del Fosso di Pian del Varco, l'area intorno a La Brancuta e Poggio Baralla fino a Poggio Montopoli per il versante toscano; la vallata del torrente Riborsia, Val Biancana-Pian di Rocchi ed Eremo Nuovo-Farniole per il versante romagnolo. Le principali direttrici di espansione riguardano in Toscana la zona del monte Lavane (in provincia di Firenze), il bacino dell'Arno a nord di Stia, la valle del torrente Corsalone in località Banzena-Dama e l'area del Passo dello Spino, mentre per quanto riguarda la Romagna tali direttrici si possono individuare nei crinali spartiacque che separano i bacini idrografici dei fiumi Rabbi - Bidente di Corniolo e Savio - Bidente di Pietrapazza. I fenomeni espansivi rivolti verso aree poste all'esterno del Parco, risultano fortemente ostacolate dall'elevata pressione venatoria e di conseguente disturbo antropico che si verifica in tali aree.

8.4 Relazioni con l'habitat

Dal punto di vista delle preferenze ambientali il lupo è scarsamente influenzato da caratteristiche specifiche che non siano la disponibilità di prede. L'uso dell'habitat dipende quindi in larga parte dal tipo di preda o risorsa alimentare di cui si nutre in prevalenza; se si eccettuano i siti di riproduzione e di ritrovo, il lupo frequenta gli stessi ambienti frequentati dalle sue prede (Huggard, 1993). In pratica quindi le caratteristiche ambientali che possono influenzare la presenza del lupo nei territori del Parco, sono le stesse che influenzano la presenza delle principali specie preda costituite da cinghiale e capriolo (Matteucci *et al.*, 1994; Mattioli *et al.*, 1995), tuttavia localmente una popolazione di lupi può manifestare selettività per determinati aspetti vegetazionali, fisici o climatici, così come, all'interno di un'area di presenza stabile, esistono senza dubbio ambienti frequentati selettivamente dal branco o da singoli individui. Per le tane vengono generalmente scelti anfratti rocciosi o tane di altri animali (Jordan *et al.*, 1967); sono generalmente esposte a sud, in vicinanza di una sorgente o riserva di acqua, situate in zone poco accessibili all'uomo e spesso in posizione che permetta il controllo dell'area circostante (Mech, 1970). I punti di incontro ("rendezvous sites") sono occupati dal branco specialmente nel periodo successivo all'abbandono della tana; anch'essi sono situati in vicinanza di riserve d'acqua (Joslin, 1967), spesso in piccole radure all'interno di boschi esposti a sud. Si trovano generalmente non lontano dalla tana e vengono periodicamente abbandonati e sostituiti con altri a breve distanza. Sia le tane che i punti di incontro hanno come requisito principale un basso grado di disturbo antropico, pena l'abbandono e la ricerca di un nuovo sito.

8.5 Indicazioni gestionali

Occorre sottolineare in forma di premessa che una consistente parte dei danni alla zootecnia che vengono normalmente denunciati va ascritta a cani vaganti, pur essendo impossibile quantificare con precisione in quale proporzione. In ogni caso eventi di

predazione sul bestiame da parte di cani vaganti sono stati più volte accertati in provincia di Forlì-Cesena.

La predazione, relativamente al versante romagnolo, interessa prevalentemente bovini e ovini, con larga predominanza di questi ultimi (circa il 93.9% dei casi, Matteucci C., com. pers.). In generale infatti gli ovini vengono preferiti per le loro dimensioni e per il fatto che, a differenza dei bovini, non sono in grado di elaborare una valida strategia antipredatoria. In alcune aree dell'Appennino tosco-romagnolo (Matteucci, ined.) è stato osservato che i risultati emersi dall'analisi dei dati disponibili sull'alimentazione del lupo appaiono in contrasto con quelli relativi ai danni alla zootecnia; infatti a fronte di una presenza quasi irrisoria del bestiame nella dieta (circa il 3% in volume) si registrano invece danni piuttosto consistenti, soprattutto a carico degli ovini. Inoltre è stato rilevato che la maggioranza dei danni si è verificata in prossimità di centri o casolari abitati, caratterizzati da modesta altitudine e situati in aree generalmente piuttosto antropizzate, fatto che farebbe ragionevolmente ipotizzare che molti dei danni siano stati provocati da cani vaganti, intendendo con questo termine soprattutto cani di proprietà privi di efficace controllo. È probabile quindi che l'applicazione di misure atte ad aumentare il livello medio di controllo cui sono sottoposti i cani di proprietà, soprattutto di razze da pastore e da caccia, potrebbe portare in breve tempo ad una sensibile riduzione dei danni. Da questo punto di vista l'anagrafe canina, già istituita in alcuni ambiti regionali, prevedendo l'obbligo dell'apposizione sul cane di un tatuaggio indelebile che permette l'identificazione del proprietario risulta indubbiamente l'intervento più efficace, purché ovviamente sia accompagnato da un valido sistema di verifica del grado di applicazione della legge. Se quindi, con ogni probabilità una parte non trascurabile dei danni va attribuita a cani, va inoltre osservato che molte aggressioni si verificano in condizioni di carente o inesistente custodia. È stata al contrario più volte sottolineata l'efficacia dei cani da pastore nel prevenire o limitare i danni alla zootecnia nella maggior parte delle situazioni (Green e Woodruff, 1983, Green *et al.*, 1984). Ciò fa ritenere che incentivi, volti al miglioramento del livello di custodia cui è sottoposto il bestiame, potrebbero risultare estremamente utili nel contenimento dei danni.

Nonostante, dopo quasi due decenni di protezione legale, lo status del lupo in Italia sia nettamente migliorato, esistono ancora diversi aspetti problematici, relativi alla conservazione della specie, legati essenzialmente ad una persecuzione illegale che continua ad essere difficilmente arginabile, soprattutto laddove la presenza del lupo si pone come elemento di conflitto con le attività umane. Nel caso specifico dell'Appennino tosco-romagnolo, il problema della conservazione risulta certamente attenuato dall'esistenza di una grande area protetta rappresentata dal Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, in grado comunque di garantire la sopravvivenza di un nucleo sufficientemente stabile. È stato infatti a più riprese sottolineato come, probabilmente, l'elemento principale della strategia di conservazione del lupo in Italia consista nella istituzione o nella riqualificazione di una rete di aree sufficientemente estese e con caratteristiche ecologiche tali da garantire nel tempo la sopravvivenza di nuclei non dipendenti dalla presenza di attività zootecniche tradizionali e/o di altre fonti alimentari di origine antropica. È quindi facile comprendere come aree con tali caratteristiche rivestano un'importanza particolare nell'economia generale di una popolazione di lupo come quella italiana, i cui parametri strutturali e comportamentali risultano frequentemente alterati a causa della mancanza di situazioni ambientali in grado di offrire condizioni ecologiche adeguate alle esigenze complessive della specie.

D'altro canto l'area del Parco Nazionale comprende solo una parte dell'areale attuale e potenziale del lupo nelle tre provincie interessate, che anzi potrebbe in futuro vedere un ampliamento dell'areale distributivo più o meno regolare della specie, pertanto sarebbe auspicabile che eventuali interventi di tutela, prevenzione e controllo venissero programmati e coordinati dai vari enti competenti, al fine di raggiungere obiettivi comuni.

Una delle motivazioni che inducono al ricorso ad abbattimenti illegali con armi da fuoco o con altri mezzi va ricercata nel verificarsi di danni alle attività zootecniche, in quanto tale situazione crea malcontento e comporta sempre il rischio di ritorsioni indiscriminate da parte degli allevatori; occorre quindi in prima istanza svolgere un importante programma informativo nei confronti dei medesimi, teso a documentarli su come, l'esame dei dati riguardanti i danni alla zootecnia, unitamente ad altri elementi emersi dagli studi sull'alimentazione, facciano ritenere che una parte significativa, anche se difficilmente quantificabile, dei danni sia attribuibile a cani vaganti; e pertanto interventi tesi ad un maggiore controllo del livello di custodia, cui sono sottoposti i cani di proprietà, e ad una limitazione del randagismo potrebbero risultare estremamente utili nel contenimento dei danni. È necessario inoltre un piano coordinato di riduzione del randagismo canino, onde contenere il problema entro limiti compatibili sia con la sopravvivenza del lupo sia con lo svolgimento delle attività zootecniche tradizionali.

Un consolidamento della presenza del lupo nei territori montani e alto-collinari delle aree limitrofe, dovrebbe essere considerato un fatto positivo, oltre che dal punto di vista prettamente conservazionistico, anche da quello di vista gestionale, in quanto il lupo si pone come un efficace fattore naturale di controllo del cinghiale che, come è noto, costituisce la specie di maggiore impatto dal punto di vista dei danni alle colture agricole. In effetti i dati disponibili sull'alimentazione indicano che, laddove sono presenti cospicue popolazioni di ungulati selvatici, l'alimentazione è risultata pochissimo dipendente dal bestiame domestico, proprio in quanto il lupo tende ad assumere il ruolo di predatore specializzato nella cattura di grandi erbivori selvatici.

9. INDICAZIONI GESTIONALI COMPLESSIVE PER UNGULATI E LUPO

La programmazione di interventi gestionali in un territorio come quello del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, in termini di risorse faunistiche è un'attività tutt'altro che semplice, legata a molteplici variabili che devono essere attentamente quantificate e valutate. Il monitoraggio periodico è fondamentale ai fini di una gestione che deve necessariamente far coesistere esigenze diverse e a volte contrastanti quali quelle di conservazione e valorizzazione del patrimonio faunistico, attività antropiche, istanze produttive e di sviluppo. La formulazione di ipotesi previsionali e le conseguenti scelte gestionali devono basarsi su valutazioni (costruite su monitoraggi costanti, analisi approfondite e metodologie standardizzate) che rendano le valutazioni indipendenti da interessi particolari e settoriali.

Nonostante sia disponibile una ricca bibliografia relativa a molti aspetti della biologia e della gestione delle quattro specie di ungulati presenti all'interno del Parco e del lupo, è necessario ricordare che studi specifici a livello locale sono sempre necessari in quanto le caratteristiche ecologiche di una popolazione sono la conseguenza di un graduale adattamento alle specifiche condizioni ambientali sul territorio che occupa e possono quindi variare in modo significativo da un luogo all'altro. Per questo motivo i dati e le conoscenze acquisite su differenti popolazioni, soprattutto se relativi a contesti ambientali diversi, possono essere solo parzialmente utilizzabili. È necessario inoltre valutare attentamente le relazioni interspecifiche che intercorrono fra tutti gli ungulati presenti nel Parco ed in particolare ai rapporti di competizione fra il capriolo, specie ecologicamente molto fragile, il cervo e il daino, verificando le eventuali variazioni annuali della densità e della struttura della popolazione di ciascuna specie, in relazione alle competizioni interspecifiche, nonché la sovrapposizione di nicchia trofica tra le diverse specie e le variazioni stagionali nell'utilizzo dei diversi habitat. Infine un'attenzione particolare meritano: il cinghiale, in quanto specie ad elevato impatto sul patrimonio agro-forestale e

soprattutto il lupo in funzione del già citato effetto di riqualificazione ambientale nonché dell'importantissimo ruolo di riequilibratore delle popolazioni di ungulati selvatici.

La gestione delle quattro specie di ungulati e del loro predatore naturale deve quindi essere necessariamente complessiva e comporta la valutazione periodica degli effetti che gli specifici interventi gestionali predisposti (pur se relativi ad una sola specie) provocano sul complicato sistema di interazioni fra le varie specie, e fra di esse ed il loro predatore; ad esempio la programmazione di interventi gestionali tesi ad un controllo numerico della popolazione di cinghiale, dovrà necessariamente considerare che il raggiungimento dell'obiettivo individuato produrrà sicuramente effetti limitativi anche sulla popolazione di lupo per la quale il cinghiale risulta la principale specie preda (Matteucci *et al.* 1994; Mattioli *et al.*, 1995); occorrerà comunque valutare che in alternativa, e dove possibile, il lupo potrebbe aumentare la pressione predatoria su altre specie, sia esse selvatiche che domestiche.

Il controllo delle popolazioni di ungulati all'interno di un'area protetta è un problema decisamente spinoso in quanto le aree protette in senso generale, sono quelle in cui la gestione dovrebbe privilegiare gli aspetti culturali, scientifici ed estetici legati ad una fruizione prettamente turistica e indiretta della fauna selvatica (Toso, 1999). Tuttavia in casi particolari (determinati da eccessive densità di popolazione) in cui si verificano rilevanti danni al patrimonio agro-forestale e/o all'androgenosi (ad esempio la diminuzione della produttività di specie di uccelli nidificanti a terra in situazioni di elevate densità di cinghiali) può rendersi necessario un intervento gestionale di tipo limitativo.

Le possibili tipologie di un tale intervento sono decisamente limitate e individuabili prevalentemente in:

- interventi di tipo ambientale;
- catture;
- prelievi selettivi.

Per quanto riguarda gli interventi sull'ambiente, questi sono fondamentalmente riconducibili alla creazione di aree aperte aggiuntive a quelle naturalmente esistenti mediante piccole tagliate e/o ripristino di pascoli o coltivi abbandonati, finalizzati all'aumento delle disponibilità alimentari, in località meno sensibili a possibili danneggiamenti. Questo intervento gestionale non presenta eccessive controindicazioni se si eccettua la convinzione piuttosto radicata che tali interventi determinino un aumento demografico della popolazione in oggetto, proprio in virtù del conseguente aumento di risorse trofiche. Questa teoria ci trova in totale disaccordo, in quanto la massima densità biologica raggiungibile da una determinata specie, non è influenzata in modo esclusivo dalla disponibilità di risorse trofiche, bensì dal compendio di una serie di parametri ambientali, trofici e di competizione interspecifica che determinano l'effettiva capacità portante di un determinato habitat nei confronti di una determinata specie; tuttavia una tale tipologia di intervento dovrebbe essere seguita da un monitoraggio periodico della popolazione interessata, finalizzato alla valutazione oggettiva degli effetti prodotti.

Le catture mediante trappole si sono dimostrate generalmente di scarso effetto limitativo per gli ungulati, e particolarmente per i cervidi (Pedrotti, 2000). Inoltre tale metodo risulta molto oneroso sia in termini di costi inerenti il materiale occorrente che di elevato numero di operatori occorrenti. Un ulteriore limite di tali interventi può essere rappresentato dall'ostilità con cui vengono normalmente accolti dal mondo venatorio.

Il prelievo venatorio in forma selettiva risulta certamente il metodo più efficace per il controllo delle popolazioni di cervidi qualora questi superassero la soglia massima tollerabile di D.A.F. (densità agro-forestale); per contro tale metodo è dotato di un'efficacia molto limitata nei confronti delle popolazioni di cinghiale, a meno di adottare pratiche venatorie decisamente incompatibili con le finalità prioritarie di tutela, che caratterizzano

gli enti come il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (creazione di governi ed abbattimenti notturni con l'ausilio di fari). Occorre inoltre valutare attentamente le reazioni che l'adozione di un tale sistema di controllo provocherebbe negli ambienti protezionistici nonché le diverse posizioni (a volte contrastanti) assunte dalle varie branche del mondo venatorio.

Tali posizioni, raccolte personalmente sia nel corso di vari momenti collaborativi con l'ambiente venatorio (esecuzione di operazioni censuarie degli ungulati) che durante le docenze effettuate in occasione dei corsi di abilitazione al prelievo di ungulati con metodi selettivi, si possono riassumere in alcune linee di pensiero piuttosto generalizzate in funzione soprattutto della tipologia venatoria praticata in prevalenza.

I cacciatori di cinghiale in squadre organizzate sono decisamente contrari ad una qualsiasi forma di prelievo selettivo (probabilmente in quanto non abilitati ad esercitare tale attività), l'opposizione aumenta in modo esponenziale se tale prelievo è da effettuarsi all'interno del Parco e soprattutto se la specie interessata è il cinghiale in quanto questi cacciatori considerano i territori del Parco il loro "serbatoio di riserva di cinghiali", sempre pronto a fornire nuovo "materiale" in caso di drastica diminuzione delle popolazioni situate nei territori limitrofi; all'interno delle stesse associazioni che raggruppano i cacciatori di selezione non si riscontra uniformità di vedute, alcuni sono totalmente e fermamente contrari a prelievi selettivi all'interno di aree protette (molto probabilmente perché li ritengono a probabile fruizione di pochi eletti e comunque eccessivamente e rigidamente controllati) mentre per altri, questo tipo di attività venatoria rappresenterà una cospicua fetta del futuro prelievo selettivo.

In questa diatriba si inseriscono inoltre i classici cacciatori alla stanziale, tradizionalisti e tendenzialmente contrari a tutti ed a tutto, tesi esclusivamente ad esercitare liberamente la loro attività senza dovere perennemente ricercare i loro cani "persi dietro ai caprioli".

Pur considerando quindi che le decisioni gestionali di un ente pubblico, come il "Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi", non possono sottostare ai desideri ed ai voleri particolari di ciascuna branca dell'ambiente venatorio, occorre considerare che il sostegno del modo venatorio alle scelte gestionali operate, è di fondamentale importanza per la buona applicazione delle stesse.

A nostro avviso le strade che conducono ad una costruttiva collaborazione con i "cacciatori" in senso lato, partono da tre punti fondamentali:

- qualificazione dei cacciatori;
- informazione;
- coinvolgimento.

La qualificazione dovrebbe presupporre (in collaborazione fra tutti gli enti preposti) l'organizzazione di corsi di aggiornamento finalizzati a far conoscere, a tutti i praticanti attività venatorie, le caratteristiche eco-etologiche degli ungulati e del lupo, le complesse interazioni che regolano i loro reciproci rapporti ed il ruolo svolto da ciascuna specie nell'ecosistema. La miglior conoscenza conduce infatti ad un maggior rispetto ed a una più facile accettazione di scelte gestionali altrimenti incomprensibili.

L'informazione presuppone l'organizzazione di incontri informativi con i responsabili dei vari gruppi e associazioni venatorie, nei quali illustrare le scelte gestionali operate, le finalità che ci si prefigge di raggiungere e la quali-quantificazione del grado di collaborazione richiesto al mondo venatorio. In tali riunioni risulterebbe di fondamentale importanza la presenza di rappresentanti del mondo protezionistico e G.E.V. per iniziare un dialogo costruttivo distante da prese di posizione rigide e settoriali, dovute prevalentemente a disinformazione.

Il coinvolgimento dovrebbe consistere nell'utilizzo di cacciatori e volontari nelle operazioni censuarie e di prevenzione danni. Tale coinvolgimento deve però escludere ogni forma di intervento decisionale e deve essere coordinato da personale "super partes" in modo da non creare nei partecipanti eccessive pretese di futuri "favori" in possibili interventi diretti di tipo venatorio. Il coinvolgimento operativo è un elemento fondamentale, di gratificazione per il cacciatore e di responsabilizzazione per i volontari; funge inoltre da potente collante nei confronti dei diversi settori dei "fruitori della natura" (cacciatori e ambientalisti) normalmente antagonisti.

Considerando propedeutica a qualsiasi forma di gestione la realizzazione degli obiettivi precedentemente descritti, tenteremo ora di ipotizzare alcuni possibili interventi gestionali che coinvolgono in vario modo tutte le specie indagate.

Occorre innanzi tutto individuare le aree di maggior interesse gestionale in quanto risultate di particolare rilievo per le esigenze ecologiche di più specie. Alcuni esempi sono: la vallata del torrente Riborsia, in cui si registra la presenza stabile del lupo e riveste notevole importanza per il capriolo e lo svernamento del cervo; la vallata del Bidente di Celle, zona a rischio poiché



interessata da una notevole presenza di cinghiali ma anche di fondamentale importanza per il cervo che utilizza queste zone sia per lo svernamento che per la riproduzione; Val Biancana e Pian di Rocchi, utilizzati come quartieri di svernamento dal cervo e caratterizzati anche da una notevole densità di caprioli, cinghiali e dalla costante presenza del lupo; San Paolo - Pozzacchere - Ciriegiolone - Campominacci - Botriali e Seghettina rappresentano i luoghi in cui cervo e daino raggiungono le maggiori densità in periodo riproduttivo e vengono utilizzati anche come quartieri di svernamento; la presenza del lupo in queste zone è, ultimamente, sporadica ma restano importanti come territori di caccia; l'area del Monte Lavane, in quanto zona di frequentazione di un gruppo familiare di lupo che gravita nell'area ma in prevalenza esternamente al Parco; l'alto corso del Fiume Arno per l'espansione dell'areale di bramito del cervo e per la presenza stabile del lupo; la Valle del Fosso di Pian del Varco, come area importante per la riproduzione del cervo, per la presenza costante di capriolo; le abetine di Vitareta, della Scodella e della Calla, di Camaldoli e Badia Prataglia, per il forte impatto che la fauna selvatica produce sulla rinnovazione di un elemento caratterizzante il paesaggio delle Foreste Casentinesi, quale il bosco di abete bianco; la porzione sud-est del Parco (dal corso dell'Archiano al Santuario della Verna) per la posizione strategica che assume nei confronti della conservazione del lupo e l'espansione dell'areale riproduttivo del cervo; le aree (individuate nel § 4.3) in cui si risente maggiormente dei danni alle attività agricole). In tali territori riteniamo che l'unica forma di gestione ipotizzabile debba essere tesa al

mantenimento delle caratteristiche che hanno reso queste aree così ricche e varie sotto il profilo faunistico.

Diverse zone molto importanti sono state individuate anche nei territori limitrofi al Parco, soprattutto in funzione delle direttrici di espansione di cervo e/o lupo e della presenza quantitativamente elevata di daino, capriolo e cinghiale. Gli interventi gestionali ipotizzabili per tali zone, non possono prescindere da un rapporto di stretta collaborazione fra tutti gli enti preposti alla gestione o comunque interessati dai possibili effetti prodotti dalla stessa. Le strategie di gestione adottate devono quindi essere basate su adeguate armonizzazioni delle finalità di intenti e coordinamento di interventi, in quanto le aree protette ed i territori venatoriamente fruibili confinanti, non sono entità separate ma un sistema ecologicamente continuo occupato, in molti casi, da elementi di una stessa popolazione (Pedrotti, 2000).

Occorre quindi individuare una strategia gestionale che si prefigga un obiettivo raggiungibile mediante interventi che determinino il soddisfacimento dei particolari interessi di ciascun ente.

Una strategia in grado di soddisfare tale esigenza può essere rappresentata dalla creazione di corridoi di silenzio venatorio (da realizzarsi in territori adiacenti al Parco e in senso perpendicolare alla fascia costiera), finalizzati al raggiungimento di diversi obiettivi: evitare un "effetto sbarramento" responsabile, a nostro avviso, della eccessiva concentrazione di ungulati (in corrispondenza del periodo di attività venatoria) in alcune aree marginali del Parco, con conseguente inasprimento dei fenomeni di danneggiamento alle colture agro-forestali; aumentare il perimetro di confine dei vari A.T.C. con l'area protetta, con conseguente aumento dei carnieri soprattutto per i cinghiali; facilitare i fenomeni espansivi di tutte le specie con conseguente aumento del valore naturalistico delle aree limitrofe. Un esempio di area molto adatta ad effettuare tale intervento è rappresentato dalla linea di crinale che congiunge Monte Guffone a Monte Altaccio. In tale zona (di fondamentale importanza sia per il lupo che per il cervo, con ripetuti tentativi di colonizzazione da parte di quest'ultimo) si trova infatti la linea di confine che separa tre diversi A.T.C. della provincia di Forlì-Cesena (FO4, FO5 e FO6); tale situazione determina una elevatissima pressione venatoria con conseguente notevole aumento delle densità di ungulati nell'area del Parco prospiciente, si verificano inoltre numerosi e ripetuti episodi di bracconaggio, imputabili probabilmente ad un clima di forte antagonismo fra i diversi A.T.C.

Per quanto riguarda invece il versante toscano, la presenza del corso del Fiume Arno non consente la creazione di corridoi di rispetto venatorio tracciati seguendo i medesimi criteri descritti per la zona romagnola, ma i medesimi scopi e la qualificazione dei territori limitrofi al Parco, anche quelli posti in destra idrografica dell'Arno, potrebbe essere favorita dalla colonizzazione stabile del cervo. Come già descritto nel paragrafo relativo a questa specie, è già stato rilevato l'attraversamento dell'Arno (presenza accertata nella zona di Gualdo-Tartiglia) nei pressi degli abitati di Stia e Pratovecchio. Si potrebbe dunque ipotizzare di favorire la già naturale direzione di espansione, in modo da aumentare le possibilità di colonizzazione della catena del Pratomagno e delle aree in direzione del Passo della Consuma.

La realizzazione di tali interventi (da effettuarsi necessariamente in modo sinergico fra realtà sociali differenti) rappresenterebbe un'importante tappa verso il traguardo di una programmazione di interventi non più settoriale o parziale.

Bibliografia citata e consultata

- AA.VV., 1993. Piano di gestione forestale delle Foreste Casentinesi. Comunità Montana del Casentino, D.R.E.A.M. Italia.
- AA.VV., 1994. Ungulati e lupo nelle Foreste Casentinesi. Studio su alcuni aspetti dell'eco-etologia. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino e D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- AA.VV., 1996. Studio sulla biologia del lupo in rapporto alla presenza di ungulati selvatici e domestici nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, D.R.E.A.M. Italia e S.T.E.R.N.A., relazione non pubblicata.
- AA.VV. 1997. Definizione dell'area contigua del Parco Nazionale del Monte Falterona, Campigna e delle Foreste Casentinesi. Comunità Montana del Casentino, Dipartimento di Urbanistica e Pianificazione del territorio dell'Università di Firenze, D.R.E.A.M. Italia.
- Alvarez F., Braza F. 1975. Estructura social del Gamo en Donana. Ardeola, vol. 21 (Especial).
- Alvarez F., Braza F. 1989. Tendencias gregarias del Ciervo en Donana. Donana, Acta Vertebrata, 1(l): 143-155.
- Alvarez G., Ramos J. 1991. Variacion estacional de la dieta de machos, hembras y crias de Gamo en Quintos de Mora. Donana, Acta Vertebrata, 18(2): 217-236.
- Beni C., 1908. Guida illustrata del Casentino. Firenze.
- Boitani L., Zimen E., 1975. Status of the wolf in Italy. Atti del convegno specialisti sul lupo organizzato dall'I.U.C.N., Morges, Svizzera, (1973). I.U.C.N. publications new series, supp. pap. n. 43, 73-78.
- Boscagli G., 1985. Attuale distribuzione geografica e stima numerica del lupo sul territorio italiano. Natura 76: 77-93.
- Cadman W. A., 1971. Follow deer. Forestry Commission Leaflet, 52: 1-39.
- Cagnolaro L., Rosso D., Spagnesi M., Venturi B., 1974a. Inchiesta sulla distribuzione del lupo (*Canis lupus* L.) in Italia e nei cantoni Ticino e Grigioni (Svizzera). Ricerche di Biologia della Selvaggina n.59, Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Bologna.
- Cagnolaro L., Rosso D., Spagnesi M., Venturi B., 1974b. La distribuzione del lupo (*Canis lupus* L.) in Italia: i risultati di un'inchiesta. Estratto dal Vol. II degli Atti del IV Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Istituto di Zoologia dell'Università di Bari, Cacucci Editore, Bari.
- Casanova P., Borchì S., Mattei Scarpaccini F., 1982. Piano di assestamento faunistico delle Foreste Demaniali del Casentino. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, Poppi.
- Cicognani L. 1993. Capriolo, Daino. In: Gellini S., Matteucci C. (red.). "Ambiente, Fauna e Territorio in provincia di Forlì-Cesena". Amministrazione Provinciale di Forlì-Cesena, 211 pp.
- Cicognani L., in stampa. Capriolo, Cervo. In: Matteucci *et al.* (red.) "Piano Faunistico-Venatorio della Provincia di Forlì-Cesena". Provincia di Forlì-Cesena, S.T.E.R.N.A.
- Cicognani L., Gellini S., Matteucci C., Monti F., 1997. Definizione della vocazione faunistica e indicazioni gestionali per il Capriolo (*Capreolus capreolus* L., 1758) e il Cinghiale (*Sus scrofa* L., 1758) in provincia di Forlì-Cesena. Atti del III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXVII: 457-464.
- Cicognani L., Mateos Quesada P., Monti F., Gellini S., Baldassarri F., 2000. Preliminary data on the density and structure of a Fallow deer (*Cervus dama*) population in the Foreste Casentinesi M. Falterona and Campigna National Park. Hystrix, (n.s.) 11(2): 131-132.
- Cicognani L., Monti F., 2000. Testing a quick and reliable method to discriminate age classes in Roe deer *Capreolus capreolus* on the basis of tooth wear. Hystrix, (n.s.) 11(2): 127-130.
- Cicognani L., Monti F., Gellini S., Baldassarri F., 2000. Quantitative data on the Red deer (*Cervus elaphus*) population in the province of Forlì-Cesena. Hystrix, (n.s.) 11(2): 133-134.
- Cicognani L., Monti F., Gellini S., Pascucci M., 2000. Censusing Roe deer (*Capreolus capreolus*) populations for hunting management: a local experiment in order to increase the benefit/cost ratio. Hystrix, (n.s.) 11(2): 121-125.
- Cicognani L., Orlandi L., Monti F., Gualazzi S., 2000. Progetto per la determinazione della consistenza e struttura di popolazione del Cervo (*Cervus elaphus* L.) nel Parco Nazionale delle

- Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, D.R.E.A.M. Italia e S.T.E.R.N.A., relazione non pubblicata.
- Crudele G. 1988. La fauna. In: Padula M. e G. Crudele (red.) "Le Foreste di Campigna-Lama nell'Appennino tosco-romagnolo", Regione Emilia Romagna, Bologna.
- Fasoli G., Mazzarone V., Apollonio M., 1994. Indagine preliminare su alcuni aspetti della biologia del cervo nelle Foreste Casentinesi. 1° Congresso Italiano di Teriologia, Pisa 27-29 ottobre 1994.
- Gabrielli A., Settesoldi E., 1977. La storia della Foresta Casentinese nelle carte dell'Archivio dell'Opera del Duomo di Firenze dal secolo XIV al XIX. Ministero Agricoltura e Foreste. Collana verde n° 43.
- Gellini S., Casini L., Matteucci C. 1992. Atlante dei Mammiferi della Provincia di Forlì. Maggioli Editore. 179 pp.
- Gellini S., Matteucci C. (red.), 1993. Ambiente, fauna e territorio in Provincia di Forlì. Aspetti gestionali ed elementi per una pianificazione faunistico-territoriale. Provincia di Forlì, Museo Ornitologico "F. Foschi", S.T.E.R.N.A.
- Gotti S., Silvestri A., 1985. Individuo di lupo di sesso maschile rinvenuto ucciso nell'Appennino forlivese. Atti del Convegno Gruppo Lupo Italia (1982): 71-73.
- Green J. S., Woodruff R. A., 1983. The use of three breeds of dog to protect rangeland sheep from predators. Appl. An. Ethol. 11: 141-161.
- Green J. S., Woodruff R. A., Tueller T. T., 1984. Livestock-guarding dogs for predator control: costs, benefits and practicality. Wildl. Soc. Bull. 12: 44-50.
- Gualazzi S., Valtriani M., 2000. Analisi delle richieste di indennizzo per i danni causati dalla fauna selvatica alle attività agro-forestali nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (gennaio 1995-giugno 1999). Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., 1995. Uso dell'habitat struttura di popolazione di quattro specie di ungulati nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Milano.
- Gualazzi S., 1998. Inventario dei danni causati dalla fauna selvatica alla rinnovazione forestale nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., 1999. Inventario dei danni causati dalla fauna selvatica alla rinnovazione forestale nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., 2000. Inventario dei danni causati dalla fauna selvatica alla rinnovazione forestale nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., Trinca Rampelin M., 1997. Scelta dell'habitat nelle quattro popolazioni di ungulati delle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., Aiardi I., Turchini I., 1998. Scelta dell'habitat nelle quattro popolazioni di ungulati delle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., Orlandi L., Bicchi F., 1999. Censimento del capriolo (*Capreolus capreolus* L.) nelle Foreste Casentinesi: relazione finale anni 1998-99. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Gualazzi S., Bicchi F., Orlandi L., 2000. Censimento del capriolo (*Capreolus capreolus* L.) nelle Foreste Casentinesi: relazione finale anno 2000. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.A.M. Italia, relazione non pubblicata.
- Huggard D. J., 1993. Prey selectivity of Wolves in Banff National Park. I. Prey species. Can. J. Zool. 71: 130-139.
- Jordan P. A., Shelton P. C., Allen D. L., 1967. Numbers, turnover, and social status of the Isle Royale Wolf Population. Am. Zoologist 7: 233-252.
- Joslin P.W.B., 1967. Movements and home sites of Timber Wolf in Algonquin Park. Am. Zoologist 7: 279-288.
- Lovari C., 1987. Indagine sulla popolazione di daino (*Dama dama* L., 1758) delle Riserve Naturali Casentinesi (gestione ex A.S.F.D.) e sulle sue relazioni con l'ambiente forestale e con gli altri

- ungulati presenti. Proposta di piano di gestione. Tesi di Laurea in Scienze Forestali, Università degli Studi di Firenze.
- Lovari C., Mattioli L., Mazzarone V., Pedone P., Siemoni N., 1989. Confronto di due metodi di censimento del capriolo in ambiente montano appenninico. Atti del II Seminario sui censimenti faunistici dei vertebrati, Brescia.
- Matteucci C., 1992. Preliminary data on the ecology of a wolf (*Canis lupus* L.) population in northern Italy. In: Bobek B., Perzanowski K., Regelin W. L. (eds.) "Global Trends in Wildlife Management", Swiat Press, 2: 367-370.
- Matteucci C., Zavalloni D., Gotti S., Centofanti E., Crudele G., 1986. Le Foreste Casentinesi: Area di Wilderness e Habitat Naturale del Lupo nell'Appennino Settentrionale. *Natura e Montagna* 33(4): 51-60.
- Matteucci C., Monti F., Cicognani L., Berzi D., 1994. La dieta del Lupo in relazione alla disponibilità di prede nell'Appennino tosco-romagnolo. Relazione presentata al I Congresso Italiano di Teriologia, Pisa, 1994.
- Matteucci C., Massolo A., Alieri F., 1999. Lupo. In: Toso *et al.* (red.) "Carta delle vocazioni faunistiche della regione Emilia-Romagna". Regione Emilia-Romagna, Assessorato Agricoltura 640 pp.
- Matteucci C., Gellini S., Zanfini N. (red.), in stampa. Piano Faunistico-Venatorio della Provincia di Forlì-Cesena. Amministrazione Provinciale di Forlì-Cesena, ST.E.R.N.A.
- Mattioli L., 1985. Osservazioni sulla popolazione di capriolo (*Capreolus capreolus* L., 1758) delle Riserve Naturali Casentinesi (gestione ex A.S.F.D.) e sulle sue relazioni con l'ambiente forestale e con gli altri ungulati presenti. Proposta di piano di gestione. Tesi di Laurea in Scienze Forestali, Università degli Studi di Firenze.
- Mattioli L., Mazzarone V., Lovari C., 1988. Uso dell'habitat e segregazione ecologica di cinque specie di ungulati nelle Foreste Casentinesi. Atti del I Convegno dei Biologi della Selvaggina, Bologna.
- Mattioli L., Striglioni F., Centofanti E., Mazzarone V., Siemoni N., Lovari C., Giorgi E., Baldini G., Crudele G., Pedone P., Castellani F., 1992. Primi risultati dello studio dell'alimentazione del lupo nelle Foreste Casentinesi e sulle sue relazioni con le popolazioni di ungulati selvatici e domestici. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, relazione non pubblicata.
- Mattioli L., Striglioni F., Centofanti E., Mazzarone V., Siemoni N., Lovari C., Crudele G., 1993. Alimentazione del lupo nelle Foreste Casentinesi: relazioni con le popolazioni di ungulati domestici e selvatici. Atti del Convegno "Dalla parte del lupo", Parma 9-10 ottobre 1992. WWF Serie Atti e Studi n° 10:100-112.
- Mattioli L., Apollonio M., Mazzarone V., Centofanti E., 1995. Wolf food habits and ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Acta Theriologica* 40 (4): 387-402.
- Mattioli L., Mazzarone V., Lovari C., 1995a. Il capriolo in Provincia di Arezzo: biologia e gestione venatoria. Provincia di Arezzo.
- Mattioli S., 1999. Daino. In: Toso *et al.* (red.) "Carta delle vocazioni faunistiche della regione Emilia-Romagna". Regione Emilia-Romagna, Assessorato Agricoltura, 640 pp.
- Mattioli S., Orlandi L., Nicoloso S., 2000. Progetto relativo al monitoraggio della popolazione di cervo dell'Appennino tosco-emiliano in Provincia di Bologna. Provincia di Bologna e D.R.E.AM. Italia, relazione non pubblicata.
- Mauri L., Luccarini S., 1996. Comportamento spaziale e uso dell'habitat del capriolo (*Capreolus capreolus*) nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del casentino, Dipartimento di Etologia Ecologia Evoluzione dell'Università degli Studi di Pisa, D.R.E.AM. Italia, relazione non pubblicata.
- Mauri L., Luccarini S., Rossi E., 1997. Comportamento spaziale e uso dell'habitat del capriolo (*Capreolus capreolus*) nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, Dipartimento di Etologia Ecologia Evoluzione dell'Università degli Studi di Pisa, D.R.E.AM. Italia, relazione non pubblicata.
- Mazzarone V., 1986. Indagine sulla popolazione di cervo (*Cervus elaphus* L., 1758) delle Riserve Naturali Casentinesi (gestione ex A.S.F.D.) e sulle sue relazioni con l'ambiente forestale; proposta di piano di gestione. Tesi di Laurea in Scienze Forestali, Università degli Studi di Firenze.

- Mazzarone V., Apollonio M., Lovari C., Mattioli L., Pedone P., Siemoni N., 1989. Censimento di cervo al bramito in ambiente montano appenninico. Atti del II Seminario sui censimenti faunistici dei vertebrati, Brescia.
- Mazzarone V., Siemoni N., Pedone P., Lovari C., Mattioli L., 1991. A method of Red deer (*Cervus elaphus* L. 1758) census during the roaring period in a forested area of the Northern Apennines (central Italy). Transactions of the XXth IUGB Congress, Csanyi S. and Ernhaft J., eds. University of Agricultural Sciences, Godollo.
- Mazzarone V., Mattioli S., 1996. Indagine sulla popolazione di cervo dell'Acquerino. Regione Toscana.
- Mazzarone V., Lovari C., Gualazzi S. (red.), 2000. Gli ungulati delle Foreste Casentinesi. Dieci anni di monitoraggio. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino.
- Mech L. D., 1970. The wolf: the ecology and behavior of an endangered species. American Museum for Natural History. The natural History Press, Garden City, New York, 384 pp.
- Meriggi A., 1989. Analisi critica di alcuni metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici ed applicativi. Ric. Biol. Selvaggina 83: 1-59.
- Meriggi A., Rosa P., Brangi A., Matteucci C., 1991. Habitat use and diet of the wolf in Northern Italy. Acta Theriologica 36(1-2): 141-151.
- Meriggi A., Brangi A., Montagna D., Pagnin E., 1993. Aspetti dell'ecologia del lupo in provincia di Genova e territori limitrofi. Dip. Biol. Anim., Università di Pavia, Italia.
- Meriggi A., Brangi A., Matteucci C., Sacchi O., 1996. The feeding habits of wolves in relation to large prey availability in northern Italy. Ecography 19: 287-295.
- Messier F., 1985. Solitary living extra territorial movements of wolves in relation to social status and prey abundance. Can. J. Zool. 63: 239-245.
- Murie A., 1944. The wolves of Mt. Mc Kinley. U. S. Nat. Park Serv. Fauna Ser. nr. 5, pp. 238.
- Orlandi L., 1998. Dieta del lupo e presenza degli ungulati nel Parco nazionale delle Foreste Casentinesi. Tesi di Laurea in Scienza Biologiche, Università degli Studi di Firenze.
- Orlandi L., Gualazzi S., 1999. Censimento del cervo (*Cervus elaphus* L.) al bramito nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.AM. Italia, relazione non pubblicata.
- Orlandi L., Gualazzi S., 2000. Censimento del cervo (*Cervus elaphus* L.) al bramito nelle Foreste Casentinesi. Regione Toscana, Comunità Montana del Casentino, D.R.E.AM. Italia, relazione non pubblicata.
- Pablo J. 1981. Parámetros de gregarismo del gamo en el Coto de Donana. Donana, Acta Vertebrata, 8: 237-289.
- Patalano M., Lovari S., 1993. Food habits and niche overlap of the wolf (*Canis lupus*, L. 1758) and the red fox (*Vulpes vulpes* L. 1758) in a mediterranean mountain area. Rev. Ecol. (Terre Vie) 48: 279-293.
- Pedone P., Mattioli L., Mattioli S., Siemoni N., Lovari C., Mazzarone V., 1991. Body growth and fertility in wild boars of Tuscany, central Italy. Transactions of the XXth IUGB Congress, Csanyi S. and Ernhaft J., eds. University of Agricultural Sciences, Godollo, II: 604-609.
- Pedrotti L., 2000. Le catture come metodo di controllo numerico delle popolazioni di ungulati. In: Atti del convegno "Gestione degli ungulati selvatici: problemi e soluzioni". Centro interuniversitario di ricerche sulla selvaggina e sui miglioramenti ambientali a fini faunistici (C.I.R.Se.M.A.F.), Perugia: 80-93.
- Perco F. 1987. Ungulati. Carlo Lorenzini Editore, Udine.
- Scaravelli D., Gellini S., Cicognani L., Matteucci C. (red.), 2001. Atlante dei Mammiferi della Provincia di Ravenna. Amm. Prov. Ravenna e ST.E.R.N.A., 119 pp.
- Seaman D.E., Powell R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of Kernel Density estimators for home range analysis. Ecology, 77(7): 2075-2085.
- Simonetta A.M., Dessì-Fulgheri F., 1998. Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria. Greentime.
- Spagesi M., Toso S. (red.), 1991. I cervidi: biologia e gestione. Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Documenti Tecnici, 8.
- Tosi G., Toso S. 1992. Indicazioni generali per la gestione degli ungulati. Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Documenti Tecnici, 11.
- Toso S. 1999. Principi generali e tecniche di intervento per il controllo degli ungulati nelle aree protette dell'Appennino. Atti del Convegno Nazionale "Obiettivi e tecniche di gestione della

- fauna ungulata nelle aree protette dell'Appennino", Federazione Italiana Parchi e Riserve Naturali.
- Toso S., Turra T., Gellini S., Matteucci C., Benassi M.C., Zanni M.L. 1999. Carta delle Vocazioni Faunistiche della Regione Emilia-Romagna. Regione Emilia-Romagna, Assessorato agricoltura, 640 pp.
- Tramontani L., 1800. Storia naturale del Casentino con la vera storia della Terra. Firenze, Tomo I.
- Trinca Rampelin M., 1997. Struttura di popolazione e uso dell'habitat di quattro specie di ungulati nel Parco nazionale delle Foreste Casentinesi. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Milano.
- Tufto J., Andersen R. e 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.
- Turchini I., 1999. Struttura di popolazione e uso dell'habitat di quattro specie di ungulati nel Parco nazionale delle Foreste Casentinesi. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Milano.
- Worton B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1): 164-168.