

***Centro Interuniversitario per la Ricerca sulla Selvaggina e i
Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici***

CIRSeMAF

**ANALISI DEI METODI DI CENSIMENTO DEL CAPRIOLO UTILIZZATI
IN EUROPA.**

Alberto Meriggi

Francesca Sotti

Nicola Gilio

Paolo Lamberti

1. Introduzione

Le popolazioni di cervidi hanno avuto nell'ultimo secolo un incremento considerevole sia in America, sia in Europa, dovuto principalmente alla combinazione tra i cambiamenti favorevoli nell'uso del suolo e il miglioramento delle tecniche di gestione faunistico-venatoria (Gill et al. 1996, Cederlund et al. 1998).

In Europa il capriolo ha beneficiato, in particolare, dell'incremento delle aree coperte da foreste e boschi, della riduzione dell'allevamento estensivo del bestiame al pascolo e dell'abbandono delle coltivazioni in zone collinari e montane poco produttive. D'altra parte, misure gestionali adottate dai cacciatori, con l'aiuto di tecnici faunistici professionisti, come la riduzione dei periodi di caccia, le limitazioni del prelievo, il foraggiamento invernale, i miglioramenti ambientali e le reintroduzioni, hanno aiutato in modo consistente le popolazioni di capriolo e d'altri cervidi.

I conseguenti aumenti delle densità e l'ampliamento degli areali di distribuzione hanno portato notevoli vantaggi per l'attività venatoria ma, nello stesso tempo, hanno causato il verificarsi di danni sempre più consistenti sia agli ambienti forestali, sia alle coltivazioni, ampliando, di conseguenza, la componente sociale interessata alla specie e ad una sua corretta gestione (Staines e Ratcliffe 1987, Cederlund et al. 1998, Radeloff et al. 1999). Il maggiore e più vasto interesse per il capriolo ha, però, anche innescato conflitti tra gli interessi contrapposti di chi, da una parte, vorrebbe densità sempre più elevate (cacciatori, naturalisti amatori, turisti) e di chi, dall'altra, preferirebbe che le densità fossero drasticamente abbassate o addirittura annullate (agricoltori, selvicoltori, forestali). Il capriolo, però, come tutti i cervidi, va considerato anche per la sua importanza negli ecosistemi come specie preda per i grandi predatori come la lince e il lupo (Mattioli et al. 1995, Meriggi e Lovari 1996, Meriggi et al. 1996, Aenes et al. 1998).

Secondo queste considerazioni, la gestione della specie dovrebbe tendere ad un equilibrio che ne permetta una fruizione, senza, peraltro, provocare danni all'ambiente e alle attività economiche. Si tratta, quindi, di adottare strategie che permettano di regolare efficacemente le densità delle diverse popolazioni in relazione alle caratteristiche degli ecosistemi in cui vivono e di cui fanno parte integrante.

La letteratura scientifica e tecnica fornisce molti esempi di regimi di prelievo focalizzati su singoli obiettivi, come ad esempio massimizzare le opportunità di caccia e la caccia per il trofeo. I piani di prelievo possono essere qualitativi e basati su criteri come l'età, il sesso o la dimensione del palco (Von Raesfeld 1985, Kurt 1991), oppure quantitativi e basati su dati di fecondità e produttività (Ellenberg 1974, Blant 1991). L'approccio che può essere adottato dipende dagli obiettivi della

gestione; in ogni modo è importante distinguere le situazioni dove è richiesto un controllo delle popolazioni, da quelle dove si sceglie un utilizzo razionale, perché per ogni caso il tipo d'informazione richiesto è differente (Cederlund et al. 1998).

La situazione che richiede meno informazioni sulle popolazioni è quella in cui si opta per un prelievo di piccola entità come per esempio nella caccia finalizzata al trofeo. In questo caso è necessario conoscere solamente il numero minimo di maschi nella popolazione, che è facilmente ottenibile con semplici conteggi. Se, invece, si decide per massimizzare il prelievo, allora la popolazione deve essere mantenuta ad un livello al quale possa esprimere la sua massima produttività. Questo richiede informazioni sul reclutamento e sui fattori intrinseci ed esterni che lo influenzano. Infine, se lo scopo della gestione è di ridurre i danni alle coltivazioni o al bosco, allora è necessario conoscere la dimensione della popolazione e, in particolare, il numero di femmine (Ratcliffe 1987, Lubow et al. 1996). Con tutti gli approcci, però, soprattutto quando si vuole raggiungere il massimo prelievo sostenibile, potrebbe essere utile una conoscenza dettagliata di alcuni dei più importanti parametri della dinamica di popolazione, applicata alla gestione delle popolazioni di capriolo.

Le forme di prelievo sulle popolazioni di capriolo sono state modificate nel tempo, in relazione ad una progressiva maggiore consapevolezza della gestione che ha stimolato l'acquisizione di conoscenze dettagliate sulle popolazioni. Il punto di partenza è però stato diverso in relazione all'area geografica. Ad esempio, nell'area mediterranea il capriolo era, ed è tuttora, cacciato in braccata con i cani da seguita e il prelievo non era selettivo. Nell'Europa centrale, al contrario, il prelievo era effettuato sui maschi da trofeo, risparmiando completamente le femmine e i giovani; spesso il prelievo era esteso agli individui giudicati sotto lo standard della popolazione (individui scadenti o ammalati, maschi con trofeo deformato o poco sviluppato, ecc.). Progressivamente il prelievo si è spostato ovunque verso forme che rispettassero i rapporti tra i sessi e le classi d'età presenti nelle popolazioni, con la consapevolezza che ogni popolazione ha peculiarità che derivano in parte dalla sua origine e in parte da meccanismi di selezione naturale e d'adattamento all'ambiente e che spesso non coincidono con le caratteristiche volute dall'uomo.

A questo punto, per la gestione del capriolo, si è sentita la necessità di adottare, quasi ovunque, censimenti delle popolazioni che permettessero la formulazione di piani di prelievo, il più accurati possibili, per evitare degenerazioni delle popolazioni stesse, con densità eccessive che causavano danni o, al contrario, con densità troppo basse che non permettevano uno sfruttamento ottimale delle popolazioni.

Nella presente relazione sono contenute le informazioni sui metodi di censimento delle popolazioni di capriolo, utilizzati in Europa, in Italia e, in particolare in Toscana, ottenute mediante un'indagine bibliografica che ha riguardato non solo le riviste scientifiche nazionali e internazionali, ma anche pubblicazioni di carattere tecnico e divulgativo, e atti di convegni nazionali e internazionali. Per ogni metodo di censimento vengono, inoltre, fornite valutazioni del grado di accuratezza e precisione, nonché dei costi e dell'impegno organizzativo necessario, nel caso di utilizzo regolare per scopi gestionali.

2. Metodi

La ricerca bibliografica è stata effettuata per individuare quali fossero, a livello europeo, i metodi di censimento adottati per il capriolo dal 1950 fino a tutto il 2004. La ricerca è stata effettuata con l'editoria elettronica CILEA, utilizzando le banche dati bibliografiche ISI Web of Science e Current Contents Connect (CCC), le quali, però, forniscono on-line solo i lavori pubblicati a partire dal 1990 su riviste scientifiche indicizzate. Per ovviare a questa limitazione è stato utilizzato un altro supporto informatico, il Wildlife Service, dal quale è stato possibile ricavare i titoli e, solo in alcuni casi, i riassunti dei lavori antecedenti al 1990. Quest'ultima banca dati bibliografica permette, inoltre, di ottenere, per un dato argomento, anche i lavori pubblicati su riviste non indicizzate d'importanza locale, atti di convegni, seminari, workshop e congressi. Inoltre, è stato consultato il materiale cartaceo relativo alla gestione e conservazione degli ungulati, in particolare del Capriolo, in Italia e in Europa. Sono state anche consultate le seguenti riviste scientifiche cartacee:

- Journal of Animal Ecology, dal 1968 al 2004
- Acta Theriologica, dal 1979 al 2004
- Revue D'Ecologie (Terre e Vie), dal 1979 al 2004
- The Journal of Wildlife Management, dal 1981 al 2004
- Gibier Faune Sauvage, dal 1984 al 1998
- Etology Ecology & Evolution, dal 1989 al 2004
- Ecography, dal 1994 al 2004
- Oikos, dal 1994 al 2004

E' stata consultata, infine, la bibliografia di ogni articolo di cui fosse disponibile il testo completo, integrando la ricerca con eventuali articoli che non erano ancora stati considerati, così come quella relativa a testi specifici riguardanti il Capriolo:

- Danilkin & Hewison, 1996 – Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. Chapman & Hall, London, United Kingdom, pp. 277
- Andersen, Duncan & Linnel, 1998 - The European Roe Deer: The Biology of Success. Scandinavian University Press, Oslo, pp. 376

Tutti i lavori individuati sono stati catalogati per tipo di censimento, anno di pubblicazione, periodo in cui è stato effettuato lo studio, nazione in cui è stato svolto il lavoro, stagione e tipo di ambiente in cui sono stati effettuati i censimenti. Per molti articoli non erano disponibili informazioni complete, pertanto questi sono stati inclusi solo in alcune analisi.

Le analisi effettuate hanno riguardato:

- andamento dal 1950 al 2004 dei lavori con metodi di censimento chiaramente esplicitati,
- distribuzione dei lavori per nazione,
- distribuzione percentuale dei metodi di censimento,
- cambiamenti della frequenza dei diversi metodi nel tempo,
- frequenza dei metodi nelle diverse nazioni,
- distribuzione dei metodi per ambiente,
- distribuzione dei metodi per stagione.

Oltre all'analisi bibliografica è stata effettuata un'indagine a livello europeo presso gli Enti, a vari livelli preposti alla gestione della Fauna, e presso tecnici e ricercatori per definire quali metodi di monitoraggio delle popolazioni di capriolo fossero usati per la programmazione del prelievo dal punto di vista quantitativo e qualitativo.

Per l'Italia sono stati ricercati i provvedimenti normativi regionali e provinciali riguardanti la gestione degli ungulati e la caccia di selezione, al fine d'individuare le prescrizioni ufficiali sui metodi di monitoraggio da adottare nelle diverse situazioni ambientali e nelle diverse province. Per la Toscana, infine, è stata effettuata un'indagine più approfondita presso le province, interpellando i funzionari provinciali (tecnici faunistici) e i tecnici liberi professionisti, incaricati di formulare i piani di gestione degli ungulati; le informazioni così raccolte hanno permesso di definire i metodi di censimento effettivamente in uso nei diversi tipi di Istituti faunistico-venatori.

3. Risultati

3.1 Evoluzione dei metodi di censimento al capriolo

I metodi di censimento del capriolo, come avviene spesso per le specie che, a causa del loro interesse gestionale, sono anche oggetto di ricerche scientifiche, si sono sviluppati e affinati secondo due linee divergenti: quella della ricerca scientifica e quella della gestione applicata. La prima ha portato a valutazioni critiche dei metodi in uso con tentativi di miglioramento e valutazioni dell'accuratezza e della precisione; la seconda ha continuato con tecniche spesso obsolete ma che, nel particolare contesto gestionale, risultavano le uniche applicabili. Nonostante la ricerca scientifica fornisca costantemente aggiornamenti e valutazioni sull'efficacia dei diversi metodi di censimento, la pratica gestionale non provvedeva agli aggiornamenti, spesso perché i nuovi metodi proposti risultavano applicabili solo da chi aveva conoscenze avanzate a livello metodologico e di elaborazione dei dati, oppure da chi aveva disponibilità economiche tali da poter acquistare attrezzature estremamente costose e tecnologicamente avanzate.

Fin dalle prime verifiche dei metodi di censimento del capriolo, ci si rese conto di quanto le stime che venivano normalmente effettuate fossero lontane dalla realtà. L'esempio più eclatante è senza dubbio quello di Andersen (1953) che sterminò una popolazione di caprioli stimata a circa 70 individui e ne trovò 213. Altre esperienze che confermarono le sottostime che normalmente si ottengono coi censimenti di capriolo sono state quelle di Strandgaard (1972), Pielowski (1984) e Ratcliffe (1987). Le cause di questa scarsa accuratezza dei metodi di censimento normalmente utilizzati sono il comportamento solitario del capriolo e l'ambiente in cui vive, fattori entrambi che diminuiscono fortemente la contattabilità (Gaillard et al. 1993).

I metodi derivati dalla pratica venatoria sono stati i primi ad essere usati per censire le popolazioni di capriolo sia con scopi gestionali, sia con scopi di ricerca scientifica (De Crombrugge 1969, Boisaubert e Stoquert 1975, Boisaubert et al. 1979, Von Berg 1979, CEMAGREF 1984, Denis 1985, Blant 1987). Tecniche quali i censimenti in battuta e le osservazioni da appostamento vengono attualmente largamente utilizzate per la formulazione di piani di prelievo, anche se, secondo alcuni autori, questi metodi sembra che sottostimino le densità (Cederlund 1998, Van Laere et al. 1998), mentre per altri forniscono stime equiparabili a metodi considerati normalmente molto accurati (Boscardin 1999). Le difficoltà connesse con le battute di censimento risiedono in diversi elementi che vanno dalla mancanza di repliche per una singola battuta alla difficoltà di operare una strategia di campionamento adeguata (Van Laere et al. 1998). In particolare è stato osservato che ad alte densità si ha una sottostima delle dimensioni della popolazione (Cederlund et al 1998).

A causa del grande impegno che richiede l'adozione di questi metodi (superfici campionate estese, numero elevato d'operatori), nella pratica gestionale sono stati utilizzati altri metodi che, soprattutto, richiedessero un numero d'operatori limitato. Sono stati così effettuati censimenti notturni con proiettori alogeni orientabili, percorsi su settori campione, effettuati da osservatori appiedati o in automobile, censimenti da punti dominanti o di vantaggio, e conteggi di gruppi di feci "*pellet group counts*". Questi metodi hanno trovato una limitata applicazione a causa delle difficoltà dovute alle caratteristiche ambientali e, come nel caso del *pellet group counts*, dal metodo ancora poco verificato scientificamente per il capriolo (Cederlund et al. 1998) ma, in alcuni casi, sono rimasti in uso con risultati soddisfacenti (Staines e Ratcliffe 1987, Ratcliffe e Mayle 1992, Boscardin 1999, Crepin et al. 1999, Mayle et al. 2000).

Il problema principale dei metodi utilizzati per la gestione è, comunque, la produzione di stime non corredate dell'errore statistico, vale a dire che con queste tecniche non è possibile valutare la precisione del metodo, se non con numerose ripetizioni nelle stesse condizioni (Cederlund et al. 1998). Questo problema è stato affrontato, in particolare, al fine di avere a disposizione dei metodi per la ricerca scientifica che dessero stime affidabili e per le quali potesse essere calcolato un intervallo fiduciale e, quindi, l'errore della stima.

Uno dei primi metodi utilizzati per valutare l'accuratezza di altre tecniche e per scopi di ricerca scientifica è stato la Cattura-Marcatura-Ricattura (CMR). La formulazione originaria del metodo è dovuta a Petersen (1896) e a Lincoln (1930), per questo è anche chiamato indice di Petersen-Lincoln, ed è stato applicato al censimento di diverse popolazioni di capriolo (Strandgaard 1967, 1972, Gaillard et al. 1986, Gill et al. 1996, Andersen et al. 1995). Il metodo fornisce stime attendibili della dimensione delle popolazioni e degli intervalli fiduciali se si realizzano alcune principali assunzioni (Strandgaard 1972, Caughley 1977, Seber 1982):

- 1) popolazione chiusa,
- 2) uguale probabilità di ricattura o di avvistamento per tutti gli individui e specialmente per i marcati o non marcati,
- 3) il numero di individui marcati nella popolazione è conosciuto in ogni momento,
- 4) la percentuale di individui marcati è elevata (intorno al 60% della popolazione).

Questo metodo non è utilizzabile per la gestione comune, in quanto ha dei costi proibitivi. Attualmente sono stati messi a punto dei software che permettono calcoli accurati anche se non tutte le condizioni si verificano (Pollock et al. 1990).

Un altro metodo che è sempre più usato per monitorare le popolazioni di vertebrati selvatici è il “*line transects*” (Seber 1992). Esso consiste nel contare gli animali avvistati sui due lati di un percorso standardizzato di lunghezza conosciuta. Per ogni individuo o gruppo contattato viene misurata la distanza perpendicolare tra l’osservazione e la linea del percorso. Per ottenere stime affidabili e i loro intervalli fiduciali è necessario che si verifichino alcune condizioni:

- 1) tutti gli individui sul percorso sono avvistati,
- 2) gli animali vengono avvistati nella loro posizione iniziale,
- 3) le osservazioni sono eventi indipendenti.

Il metodo è ancora scarsamente utilizzato sulle popolazioni di capriolo, anche se alcune sperimentazioni hanno dato risultati incoraggianti in diversi ambienti (Zejda 1984, 1985, Alvarez Jimenez 1988, Fandos et al. 1990, Gaillard et al. 1993). A causa della maggiore contattabilità notturna del capriolo, il metodo dei “*line transect*” è stato provato con equipaggiamenti per la visione notturna e con termorilevatori, con risultati promettenti; tuttavia i costi elevati di queste attrezzature ne limitano al momento l’applicazione su larga scala (Gill et al. 1997). Il metodo, dei transetti lineari, è per il momento utilizzato solo per la ricerca, mentre i tecnici faunistici professionisti sono riluttanti ad usarlo a causa del piccolo numero di osservazioni che possono essere effettuate nella maggior parte delle situazioni e del fatto che spesso le assunzioni di base non sono verificabili.

Il CMR risulta senza dubbio il metodo di riferimento da utilizzare per calibrare i diversi metodi da verificare, con l’ovvia difficoltà di dover istituire aree sperimentali con un elevato numero di capi marcati. Nel contempo risulta ovvia la necessità di individuare metodi che si adattino alle strategie gestionali complessive dettate sia dal livello di densità delle popolazioni di capriolo da gestire, sia alla forma di gestione e, in particolare, di gestione venatoria, sia, infine, dalla scala alla quale si intende attuare la gestione stessa.

La stima della densità del capriolo è oggetto di forti controversie in rapporto ai diversi metodi utilizzati ed alle differenti condizioni ambientali nelle quali ci si trova ad operare. In occasione di un recentissimo convegno europeo sulla specie (VI European Roe Deer Congress, Caldas do Geres, Portogallo- 23-26 Aprile 2003) è risultato chiaro come i diversi metodi comunemente applicati in Europa: le battute di censimento, i *pellet group counts* ed i *line transects* (con e senza l’uso di termocamere per l’individuazione notturna) presentino limiti in situazioni specifiche, e come risulti piuttosto improbabile individuare una soluzione adatta a popolazioni con densità molto diverse o a

tutti gli ambienti possibili. Risulta evidente la necessità di approcci flessibili, differenziati ed integrati ben inseriti in contesti locali che debbono essere studiati in dettaglio.

Per questo motivo la tendenza attuale è quella di trovare degli indici efficaci della densità e dello stato delle popolazioni che possano sostituire i metodi di censimento. In questo settore molti sforzi sono stati fatti dai ricercatori francesi che hanno trovato come alcuni parametri, facili da misurare in ogni condizione, siano strettamente correlati alla densità delle popolazioni e al grado di saturazione dell'ambiente (Groupe Chevreuil 1996, Van Laere et al. 1998). Questi indici sono l'indice chilometrico d'abbondanza (IKA), il peso corporeo, la lunghezza della mandibola, il tasso d'ovulazione, il tasso di produzione di giovani e l'indice di brucatura della vegetazione; purtroppo nessuno di questi indici fornisce informazioni sulla struttura della popolazione, limitandone così l'applicazione per la formulazione di piani di prelievo ben calibrati sulle caratteristiche delle popolazioni.

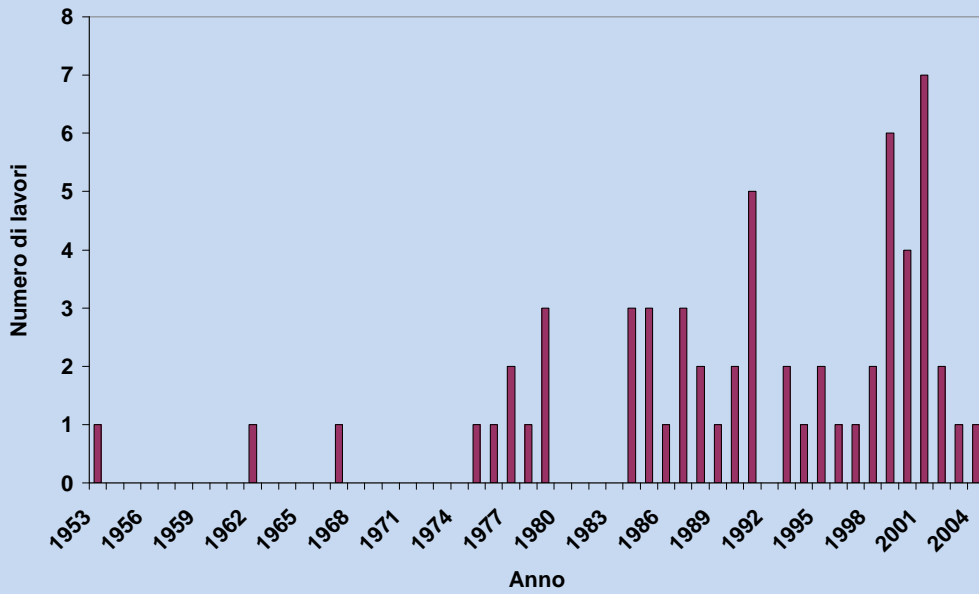
Una tendenza ancora più recente nella gestione delle popolazioni di capriolo è quella di utilizzare modelli d'idoneità ambientale con sistemi informativi territoriali che incorporino le modificazioni ambientali anche di piccola entità e la dinamica delle popolazioni, rendendo il tutto adattabile alle condizioni locali per mezzo di GUI (*Graphical User Interface*). In questo modo la stima delle densità di popolazione può essere migliorata calcolando le variazioni annuali dell'habitat e incorporando i prelievi dell'anno precedente (Radeloff et al. 1999).

3.2 Risultati della ricerca bibliografica

Mediante ricerca bibliografica, dal 1950 al 2004 sono stati trovati 61 lavori scientifici riguardanti i metodi di censimento del capriolo in Europa, o prettamente metodologici o con metodi chiaramente esplicitati e descritti ma finalizzati ad altri argomenti. La distribuzione dei lavori negli anni è risultata alquanto irregolare con solo quattro studi pubblicati fino al 1975 e un aumento considerevole dal 1976 in poi. E' però dal 1985 in poi che la produzione di lavori scientifici sui metodi di censimento diventa più regolare, raggiungendo un primo picco di cinque articoli nel 1991 e un massimo assoluto di sette nel 2001 (Fig. 1).

Fig. 1

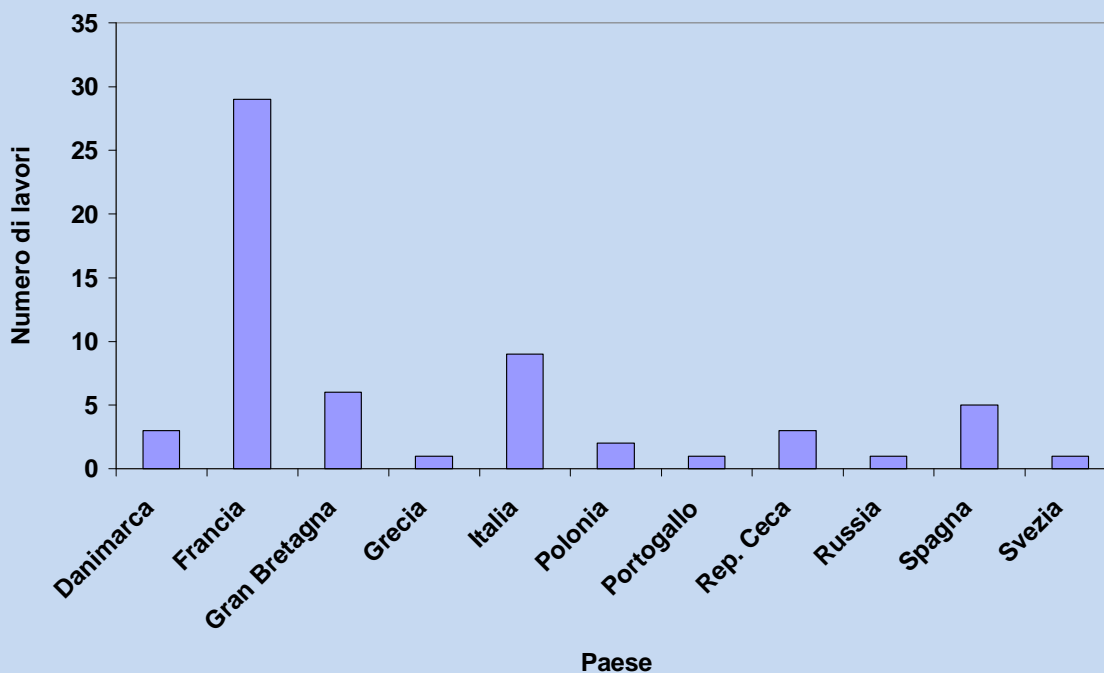
Tendenza dal 1950 al 2004 del numero di studi sui metodi di censimento del capriolo in Europa



Per tutti i 61 lavori trovati è stato possibile definire la regione e il Paese in cui erano stati effettuati. Da quest'analisi è risultato che il 47,5% degli studi è stato realizzato in Francia, il 14,8% in Italia, il 9,8% in Inghilterra e l'8,2% in Spagna, mentre gli altri Paesi europei hanno avuto una produzione numericamente molto scarsa o addirittura nulla (Fig. 2).

Fig. 2

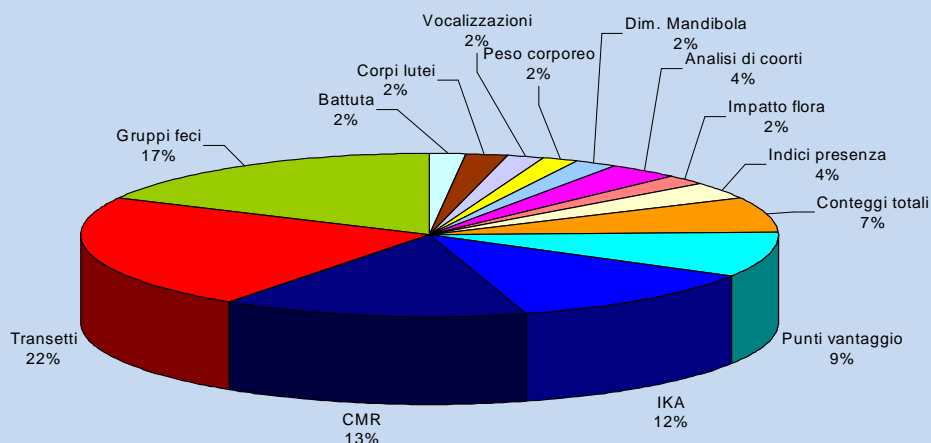
Ripartizione dei lavori sui metodi di censimento del capriolo tra i diversi Paesi europei



I metodi di censimento più utilizzati nei diversi studi esaminati, sono stati i transetti lineari (*Line transect* o *Distance sampling*), i conteggi di gruppi di feci (*Pellet group counts*), il metodo della Cattura-Marcatura-Ricattura (CMR), spesso nella versione che utilizza al posto della ricattura, l'avvistamento degli individui marcati (*Mark-resighting*) e gli indici chilometrici d'abbondanza (IKA). Gli altri metodi hanno avuto un utilizzo limitato, con un massimo per i punti dominanti del 9,0%. Gli indici dello stato delle popolazioni (peso corporeo, dimensione della mandibola, corpi lutei, impatto sulla flora, indici di presenza) sono stati usati nel 12% degli studi esaminati (Fig. 3).

Fig. 3

Frequenza percentuale dei metodi di monitoraggio del capriolo negli studi effettuati in Europa (1950-2004)



Analizzando i metodi di censimento adottati in relazione agli anni, è osservabile una tendenza alla diversificazione e alla sperimentazione di metodi diversi, con l’inserimento degli indici dello stato delle popolazioni che compaiono dal 1995 in poi e con il progressivo abbandono dei metodi più onerosi ed economicamente svantaggiosi quali la battuta e il CMR (Fig. 4).

La maggior parte dei metodi di censimento sono stati sperimentati e utilizzati in Francia (8 metodi), secondariamente in Inghilterra e Spagna (7 metodi) e in Italia (4 metodi). Negli altri Paesi europei, i pochi lavori sui metodi di censimento del capriolo fanno riferimento ad uno o due metodi (Fig. 5).

Fig. 4

Evoluzione dei metodi di monitoraggio del capriolo in Europa dal 1950 al 2004

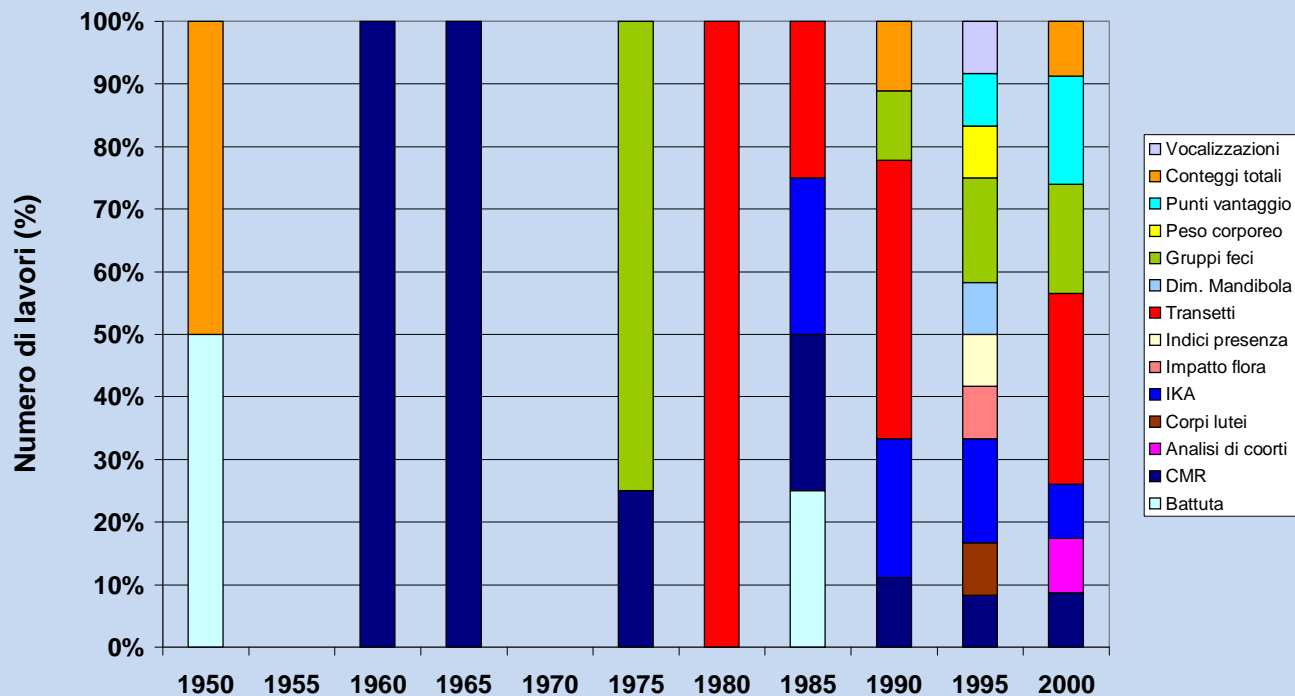
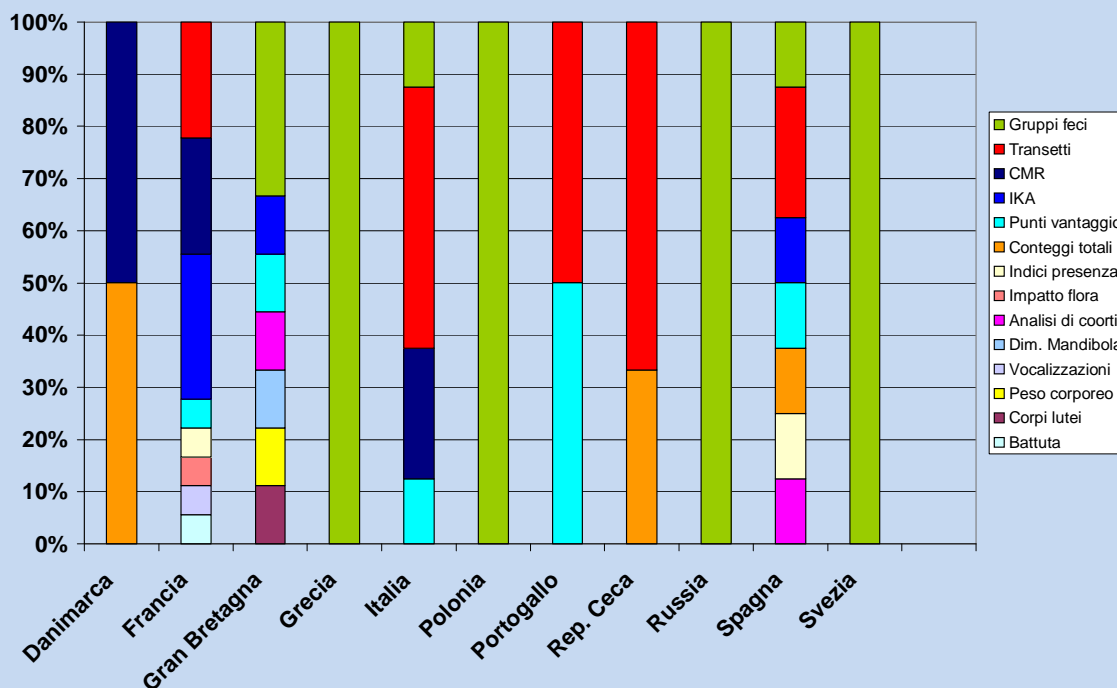


Fig. 5

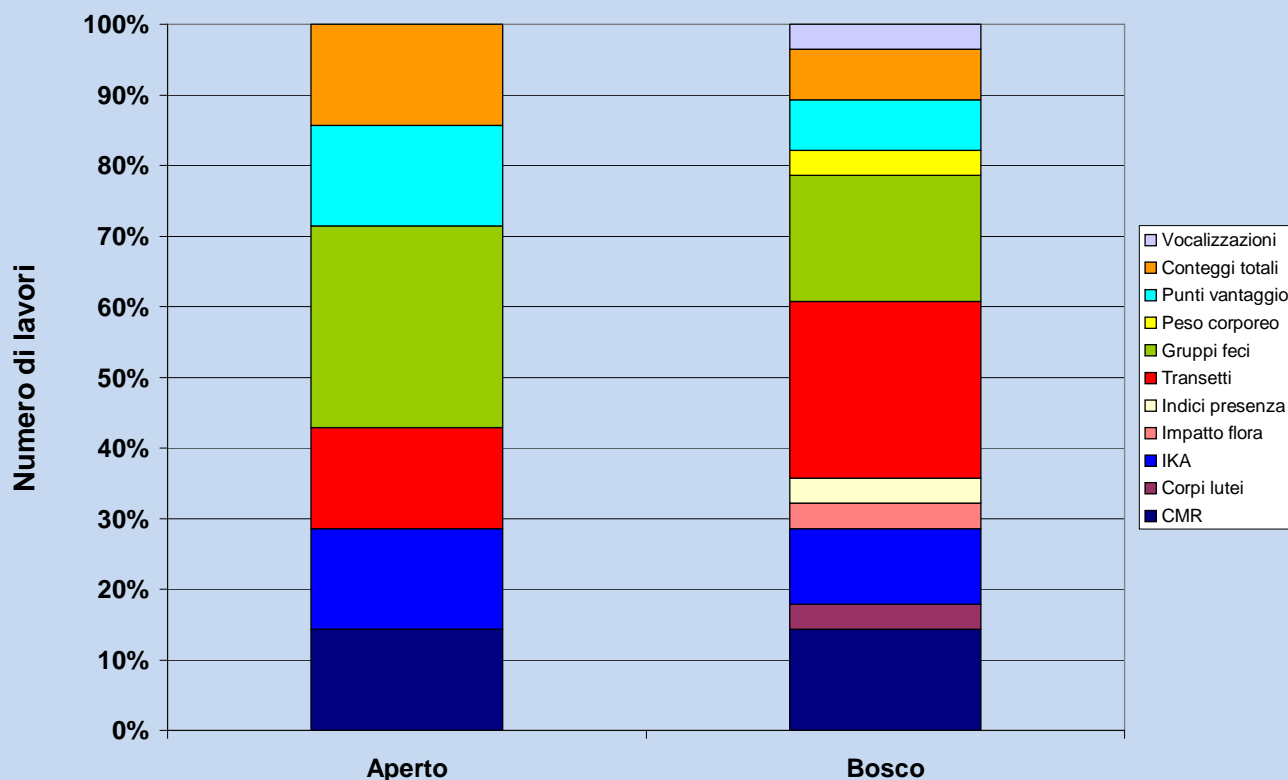
Frequenza percentuale dei metodi di monitoraggio del capriolo nei diversi Paesi europei (1950-2004)



Per 35 lavori su 61, è stato possibile definire l'ambiente in cui i metodi di censimento sono stati utilizzati; tali ambienti sono stati accorpati in aperti (coltivi, pascoli, praterie, ecc.) e boschi (ambienti forestali o con la maggior parte del terreno coperto da formazioni boschive). La maggior parte dei metodi di censimento (11) sono stati utilizzati in ambiente di bosco e solo 6 in ambiente aperto. Nelle zone forestali sono risultati più utilizzati i transetti lineari, i conteggi di gruppi di feci e il CMR; in ambiente aperto, invece, è stato rilevato un maggior utilizzo dei conteggi di gruppi di feci e un'eguale ripartizione di altri cinque metodi: conteggi totali, punti di vantaggio, transetti lineari, CMR e IKA (Fig. 6).

Fig. 6

Frequenza percentuale dei diversi metodi di monitoraggio del capriolo in Europa in relazione all'ambiente (1950-2004)



3.3 Metodi di monitoraggio del Capriolo utilizzati in Europa

A livello europeo, le popolazioni di capriolo gestite con finalità venatorie, vengono monitorate in modo estremamente variabile; infatti, nei diversi Paesi si va dalla totale assenza di censimenti, all'adozione di metodi complessi, spesso utilizzati anche per la ricerca scientifica. In generale, il metodo più utilizzato per la pianificazione del prelievo è l'analisi dei capi abbattuti che prevede anche la misurazione del peso corporeo e della lunghezza della mandibola nonché la valutazione dell'età e viene usata per valutare lo stato delle popolazioni e, quindi, per formulare i piani d'abbattimento per l'annata successiva. Oltre a questo, il metodo di censimento più diffuso è quello delle osservazioni da punti dominanti che viene realizzato in modo completo nelle regioni con minor copertura forestale e su aree campione nelle zone con maggior indice di boscosità. Altri metodi di censimento diffusi in Europa sono i conteggi per settori d'osservazione, le battute su aree campione, gli indici di pressione sulla flora, gli indici chilometrici d'abbondanza (IKA) e i

conteggi dei gruppi di feci (*pellet group counts*). Altri metodi che richiedono un'elaborazione più complessa dei dati, quali la cattura-marcatura-ricattura (CMR) e i transetti lineari, vengono solo occasionalmente utilizzati. Di seguito vengono elencati i metodi di monitoraggio in uso in alcuni Paesi europei.

Finlandia: censimenti dalle tracce sulla neve.

Svezia: censimenti dalle tracce sulla neve.

Norvegia: solo sorveglianza dello stato sanitario degli animali abbattuti.

Danimarca: censimenti in battuta e su transetti.

Inghilterra: censimenti in battuta, da punti dominanti e conteggio di gruppi di feci; in molte riserve non viene attuato nessun monitoraggio delle popolazioni.

Francia: vengono utilizzati quasi tutti i tipi di censimento, con predominanza dei metodi dei settori d'osservazione e dei punti dominanti; la tendenza attuale è verso l'adozione di indici dello stato delle popolazioni (produttività, peso corporeo, lunghezza della mandibola, corpi lutei).

Germania: censimenti da punti fissi d'osservazione.

Austria: normalmente la consistenza delle popolazioni è stimata dai cacciatori all'interno dei loro distretti con osservazioni ripetute da punti fissi; stime basate sugli abbattimenti, conteggi di gruppi di feci, dalle tracce e la fotografia all'infrarosso vengono utilizzati solo occasionalmente e localmente; il metodo più importante per la pianificazione del prelievo è comunque costituito dagli indici di pressione sulla flora.

Polonia: censimenti in battuta e dalle impronte sulla neve, oltre alla raccolta di schede d'osservazione e altri metodi empirici.

Repubblica Ceca: censimenti durante un weekend in primavera per settori d'osservazione.

Ungheria: censimenti da punti fissi d'osservazione e calcolo d'indici chilometrici d'abbondanza; le popolazioni vengono anche monitorate mediante le statistiche d'abbattimento.

Bulgaria: nessun tipo di monitoraggio.

Romania: nessun tipo di monitoraggio.

Serbia: censimenti da punti fissi d'osservazione e calcolo d'indici chilometrici d'abbondanza.

Croazia: censimenti da punti fissi d'osservazione e calcolo d'indici chilometrici d'abbondanza.

Slovenia: stime dei cacciatori all'interno dei loro distretti con osservazioni ripetute da punti fissi.

Spagna: nessun tipo di monitoraggio se non per fini di ricerca scientifica e a scopo sperimentale.

3.4 Metodi di monitoraggio del Capriolo utilizzati in Italia

Il capriolo in Italia è presente in 67 province su 103 in totale (65,0%); in 38 province (36,9%) la specie è cacciata, solitamente in regime di prelievo selettivo, tranne che in Friuli-Venezia-Giulia (con esclusione delle province di Trieste e Gorizia) e in alcune province del Veneto (Treviso, Vicenza e Belluno) dove viene effettuata la caccia in braccata (Pedrotti et al. 2001, Apollonio 2004). I censimenti delle popolazioni vengono effettuati in 34 province, rappresentanti il 33% delle province italiane, il 50,7% di quelle dove il capriolo è presente e l'89,5% di quelle dove la specie è cacciata (Apollonio 2004).

I metodi di censimento normalmente adottati in Italia per la programmazione del prelievo sono, in ordine d'importanza, i censimenti da punti fissi d'osservazione (punti dominanti), le battute, i censimenti notturni e i conteggi per settori d'osservazione. A livello scientifico e sperimentale, sono inoltre stati utilizzati il metodo dei transetti lineari, del conteggio di gruppi di feci e della cattura-marcatura-ricattura (variante *mark-resighting*) (Focardi et al. 2002 a, b, c, Fattorini et al. 2004).

Da un'indagine effettuata sulla normativa regionale e provinciale in materia di gestione degli ungulati selvatici e di regolamentazione del prelievo selettivo è risultato che, nonostante la diffusione dei censimenti come prassi per il monitoraggio delle popolazioni di capriolo, solamente 5 province italiane, afferenti a 2 regioni (Piemonte e Toscana) forniscono indicazioni ufficiali sui metodi da utilizzare e sul periodo in cui i censimenti devono essere attuati (Tab. 1). In generale i regolamenti regionali e provinciali rimandano ad indicazioni tecniche degli uffici competenti per la definizione dei metodi da utilizzare nelle diverse situazioni, oppure a protocolli d'intesa con l'INFS.

I censimenti da punti dominanti, o da punti fissi d'osservazione, vengono utilizzati in tutte le province dove è permessa la caccia al capriolo di selezione; sia in quelle alpine, sia in quelle appenniniche, sia in quelle dell'Italia centrale. I censimenti in battuta, invece, sono in uso in Liguria, nelle province di Genova e Savona, e nell'Italia centrale, in particolare in Toscana. I censimenti notturni con sorgente di luce vengono effettuati, soprattutto nelle province alpine, dove i percorsi sono scelti nelle zone aperte di fondovalle e al di sopra del limite della vegetazione arborea, sfruttando le strade sterrate di servizio. In Italia centrale i censimenti notturni vengono utilizzati nelle Aziende Faunistico-Venatorie e nelle Aziende Agro-Turistiche.

Tab. 1 – Indicazioni metodologiche per i censimenti di capriolo nelle diverse regioni e province italiane

REGIONE	PROVINCIA	IND. METODO	IND. STAGIONE	ISTITUTI	PROVVEDIMENTO
Valle D'Aosta	Aosta	Nessuna	Nessuna	PNGP	Regolamento provvisorio PNGP
	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 64 del 27/08/1994
Piemonte	Cuneo	Battute, punti di vantaggio, transetti, faro	Primavera	C.A e A.T.C.	n. 53-11899 del 02/03/2004
	Torino	Nessuna	Primavera	C.A. TO 1	Regolam. Generale della caccia (CV)
	Torino	Punti vantaggio, transetti	Nessuna	Parco nat. Val Troncea	Piano di Gestione
	Vercelli	Nessuna	Nessuna	-	Atto n. 190 del 19/06/2001
	Biella	Nessuna	Nessuna	Provincia e CPPS	Regolamento di gestione di ZRC e CPPS
	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 38 del 18/04/1985
Lombardia	Biella	Nessuna	Nessuna	Provincia	Regolam. Gestione Oasi, ZRC ...
	Brescia	Nessuna	Nessuna	Provincia	Regolam. prov. Caccia selez. Ungulati
	Sondrio	Nessuna	Nessuna	Provincia	Regolam. prov. Caccia selez. Ungulati
	Varese	Nessuna	Nessuna	Provincia e C.A.	Piano di Gestione
	-	Nessuna	Nessuna	Provincia e INFS	n. 16 del 4/08/2003, LR n. 17 del 2/08/2004
Trentino	Trento	Nessuna	Nessuna	Provincia	LP n. 24 del 09/12/1991 LP n. 8 del

Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak

	Bolzano	Nessuna	Nessuna	Provincia	28/07/2004 LP n. 24 del 19/11/1993 LP n. 23 del 28/11/1996 Regolam. Prov. caccia del 24/05/2004
Veneto	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 50 del 9/12/1993
Friuli	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 279 del 27/03/2003
Emilia Romagna	-	Nessuna	Nessuna	INFS	n. 4 del 26/03/2002
	Modena	Nessuna	Nessuna	Provincia	n. 21 del 6/04/1995
	Piacenza	Nessuna	Nessuna	Provincia	n. 21 del 6/04/1995
	Parma	Nessuna	Nessuna	Provincia	n. 21 del 6/04/1995
	-	Nessuna	Nessuna	INFS	LR n. 8 del 15/02/1994
	-	Nessuna	Nessuna	-	n. 188 del 23/07/02 – LR 14/2002
Liguria	Imperia	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 29 del 1/7/94
	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 19 del 1/06/1979
	-	Nessuna	Nessuna	-	CV 04/05 (DGR 3968/1995)
	-	Nessuna	Nessuna	Province	n. 1 del 2/04/1997
Toscana	Arezzo	Nessuna	Nessuna	Provincia e ATC	n. 34 del 07/08/2002
	Livorno	Nessuna	Nessuna	ATC - AFV	Reg. caccia di selezione al capriolo
	Lucca	Battuta e punti vantaggio	Primavera	Provincia e ATC	Reg. caccia di selezione al capriolo
	Pistoia	Battuta e punti vantaggio	Primavera	ATC (16)	Reg. caccia di selezione al capriolo
		Battuta, punti vantaggio,			

Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak

Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak

	Prato	faro	Inverno	Provincia e ATC	CV 04/05
	Firenze	Battuta, punti vantaggio, faro	Inverno	Provincia e ATC	CV 04/05
	Siena	Nessuna	Nessuna	Provincia e ATC	n. 4 del 15/7/1996
	Grosseto	Nessuna	Nessuna	Provincia e ATC	n. 13 del 25/02/2004
	-	Nessuna	Nessuna	Provincia e ATC	Testo unico Reg. region. LR 3/1994 CV - LR 20 del 10/06/2002
Marche	Ancona	Nessuna	Nessuna	Provincia	n. 194 del 12/10/1999
	Ascoli Piceno	Nessuna	Nessuna	Provincia	n. 30 del ?
	Pesaro e Urbino	Nessuna	Nessuna	Provincia	LR n. 7 del 1995
Umbria	-	Nessuna	Nessuna	-	n. 23 del 27/07/1999 n. 19 del 3/04/1995
	-	Nessuna	Nessuna	Provincia	Decreto n. 278 del 3/08/2004 – CV
Lazio	Viterbo	Nessuna	Nessuna	Provincia	Regolam. Provinciale AFV e AATV
	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 10 del 16/02/1983
Molise	-	Nessuna	Nessuna	AATV	n. 2 del 23/05/1997
	-	Nessuna	Nessuna	AFV	n. 1 del 8/06/1995
	-	Nessuna	Nessuna	Regione	n. 19 del 10/08/1993
Campania	Napoli	Nessuna	Nessuna	Provincia e ATC	LR n. 8 del 10/04/1996
Puglia	-	Nessuna	Nessuna	-	CV 04/05

Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak

Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak – isola di rifugio - Nunatak

	-	Nessuna	Nessuna	-	LR n.27 del 13/08/1998
Basilicata	Potenza	Nessuna	Nessuna	-	LR n. 2 del 9/01/1995
Calabria	-	Nessuna	Nessuna	Regione e INFS	PFVR
	-	Nessuna	Nessuna	Regione e INFS	LR n. 9 del 17/05/1996

3.5 Metodi di monitoraggio utilizzati in Toscana

In tutte le province toscane, il prelievo sul capriolo avviene in forma selettiva all'interno dei Distretti di gestione e delle Aziende Faunistico-Venatorie da cacciatori abilitati al prelievo selettivo sugli ungulati. La normativa regionale, recepita e variamente modificata dalle Province, stabilisce che i piani di prelievo devono essere basati sui risultati di censimenti effettuati con la partecipazione obbligatoria dei cacciatori e sotto il controllo delle Province stesse. A livello regionale, però, non vengono fissati né consigliati i metodi di monitoraggio e censimento da adottare e solo alcune province hanno prodotto regolamenti in cui sono chiaramente esplicitati i metodi da utilizzare e, in alcuni casi, anche i periodi. La Regione, solamente, fissa l'obbligatorietà della registrazione e della schedatura dei capi abbattuti ma non tutte le province elaborano i dati per ottenere statistiche d'abbattimento con informazioni utili per una valutazione dello stato delle popolazioni.

Le province toscane appaiono, comunque, tra le più avanzate in Italia e forse in Europa, per l'organizzazione del prelievo al capriolo, con particolare riguardo al monitoraggio delle popolazioni. Infatti, tutte le province formulano piani d'abbattimento basati su censimenti. Il metodo più diffuso è sicuramente il censimento in battuta, adottato da tutte le province con l'eccezione di Prato. Le battute di censimento vengono effettuate da marzo a maggio in aree campione all'interno dei Distretti di gestione degli ungulati e sono pianificate e organizzate dagli Ambiti Territoriali di Caccia, sotto la supervisione di tecnici faunistici incaricati dagli ATC. Gli operatori sono costituiti dai cacciatori abilitati alla caccia agli ungulati che sono obbligati a partecipare per accedere al prelievo. La superficie campionata arriva usualmente al 4-7% delle zone boscate presenti all'interno di ogni Distretto.

Oltre ai censimenti in battuta, nei Distretti vengono anche effettuati censimenti da punti di vantaggio e transetti per il calcolo di indici chilometrici d'abbondanza (IKA). I primi sono realizzati in periodo tardo primaverile, nelle zone con minor copertura forestale (<50%), utilizzando sempre, come osservatori, i cacciatori abilitati. La superficie campionata con questo metodo è decisamente più elevata e in alcuni casi arriva alla totalità delle zone aperte dei Distretti. Con questo metodo, inoltre, si ottengono stime più accurate della struttura delle popolazioni per classi di sesso ed età. I transetti per il calcolo di IKA vengono adottati da poche province (Siena, Pisa, Grosseto) e servono soprattutto per ottenere informazioni sull'abbondanza delle popolazioni in aree che non vengono coperte con gli altri metodi (Tab. 2).

Tab. 2

Metodi di censimento del capriolo adottati nelle province toscane

Provincia	Tipo di istituto faunistico-venatorio	Metodo di censimento	Periodo
Arezzo	Distretti di gestione	Battuta	Marzo-Maggio
		Punti di vantaggio	Marzo-Maggio
Firenze	Distretti di gestione	Battuta	-
		Punti di vantaggio	Tardo primaverile
	Aziende faunistico-venatorie	Punti di vantaggio	Tardo primaverile
		Censimenti notturni	-
Pisa	Distretti di gestione	Battuta	Aprile
		Punti di vantaggio	Aprile
	Aziende faunistico-venatorie	Battuta	Aprile-Giugno
		Punti di vantaggio	Marzo-Aprile
		Censimenti notturni	Febbraio
Livorno	Distretti di gestione	Battuta	Marzo-Aprile
		Punti di vantaggio	Marzo-Aprile
Pistoia	Distretti di gestione	Battuta	-
Massa-Carrara	Distretti di gestione	Battuta	-
		Punti di vantaggio	-
Lucca	Distretti di gestione	Battuta	-
		Punti di vantaggio	-
Siena	Distretti di gestione	Battuta	Aprile

		Punti di vantaggio	Aprile
	Aziende faunistico venatorie	Battuta	Aprile-Giugno
		Punti di vantaggio	Marzo-Aprile
		Censimenti notturni	Febbraio
		Transetti	Aprile
Grosseto	Distretti di gestione	Battuta	Marzo-Aprile
		Punti vantaggio	Aprile
		Transetti	Aprile
	Aziende faunistico venatorie	Battuta	Marzo-Aprile
		Punti vantaggio	Aprile
		Censimenti notturni	Febbraio-Marzo
Prato	Distretti di gestione	Punti di vantaggio	-

L'altro tipo d'Istituto faunistico-venatorio dove viene praticata la caccia di selezione al capriolo in Toscana è rappresentato dalle Aziende Faunistico-Venatorie (AFV). Poiché queste sono zone di caccia a gestione privata, la responsabilità della realizzazione dei piani di prelievo è del concessionario, che opera sotto il controllo dell'Amministrazione provinciale. I censimenti vengono effettuati, secondo le province, o direttamente dal personale dell'Amministrazione provinciale, o dal personale abilitato dell'AFV. Sulla base dei risultati dei censimenti la Provincia redige il piano d'abbattimento di anno in anno.

Nelle AFV, usualmente, i censimenti vengono effettuati col metodo dei punti dominanti oppure con conteggi notturni con faro alogeno su percorsi concordati con i Servizi Faunistici delle Province. In provincia di Pisa le AFV con il capriolo come specie d'indirizzo, effettuano un monitoraggio annuale mediante il calcolo di IKA su transetti e ogni tre anni realizzano censimenti in battuta per il calcolo delle densità (Tab. 2).

3.6 Caratteristiche dei metodi di censimento e monitoraggio

- 1) Cattura – Marcatura – Ricattura (CMR, Indice di Petersen-Lincoln). E' un metodo che viene usato quasi esclusivamente per scopi scientifici e per validare altri metodi di censimento. Il metodo si basa sulla possibilità di catturare un certo numero di individui nelle popolazioni oggetto di studio, di marcarli e liberarli e, successivamente, di operare una seconda cattura in cui possano venire ricatturati, oltre a una parte di individui catturati la prima volta, un certo numero di individui non ancora catturati. Se si assume che gli individui catturati la prima volta, marcati e rilasciati si siano distribuiti uniformemente nell'area di studio nel tempo intercorrente tra la prima e la seconda cattura, si può ritenere verosimile che la proporzione di animali marcati sul totale dei catturati la seconda volta sia in media uguale alla proporzione dei catturati la prima volta sul totale della popolazione, cioè:

$$P_i = (n_i \cdot n_{i+1}) / m_{i+1}$$

Dove:

P_i = dimensione della popolazione al giorno i

n_i = individui catturati, marcati e rilasciati il giorno i

n_{i+1} = numero di individui catturati la seconda volta, cioè il giorno $i+1$

m_{i+1} = numero di individui marcati ricatturati il giorno $i+1$

Affinché tale identità sia vera, occorre che si verifichino le seguenti condizioni:

- gli animali marcati devono uniformemente mescolarsi con quelli non marcati;
- gli animali marcati devono essere sotto ogni aspetto come quelli non marcati;
- non ci deve essere incremento o decremento degli individui della popolazione tra la prima e la seconda cattura.

Secondo alcuni autori il metodo ha delle forti limitazioni in quanto può essere usato solo in popolazioni chiuse e con un numero di individui marcati che deve arrivare tra 1/5 e 2/3 della popolazione (Andersen 1962, Seber 1973, Strandgaard 1972, Gaillard et al. 1986, Meriggi 1989). Spesso il CMR viene utilizzato nella sua variante *mark-resight*, con la quale si evitano le catture successive alla prima e le stime della popolazione vengono effettuate utilizzando la proporzione di animali marcati osservati sul totale delle osservazioni (Focardi et al. 2002).

- 2) Battuta su aree campione. Il metodo è largamente usato in Europa per la stima delle densità delle popolazioni di capriolo; esso viene normalmente effettuato a fine inverno inizio della primavera ed è considerato un metodo efficace pur comportando sottostime d'entità variabile in relazione al numero d'operatori coinvolti, al loro grado d'addestramento e alla percentuale di superficie campionata (Staines e Ratcliffe 1987, Meriggi 1989).
- 3) Punti dominanti o di vantaggio. E' un metodo molto usato negli ambienti aperti pianeggianti o collinari dove la visibilità è buona, ma a volte viene anche usato negli ambienti forestali, predisponendo dei punti d'osservazione in corrispondenza delle radure; spesso i punti d'osservazione sono dislocati in corrispondenza di siti di foraggiamento o di "saline". Il problema del metodo è la definizione della superficie coperta dal censimento che può essere facilmente sottostimata con conseguenti sovrastime (Staines e Ratcliffe 1987, Ratcliffe e Mayle 1992).
- 4) Percorsi notturni in auto con faro alogeno. E' un metodo poco usato per il capriolo e solamente in zone molto aperte e quasi totalmente prive di bosco. Infatti, per il capriolo non è possibile assumere, come viene fatto per la lepre, che tutti gli animali siano in attività di alimentazione nelle zone aperte nelle ore notturne e conseguentemente il metodo fornisce più un indice d'abbondanza che un valore di densità. Un altro problema del metodo, è la ridotta possibilità di determinare con precisione la classe d'età e il sesso degli animali avvistati (Meriggi 1989).
- 2) Percorsi a piedi o in automobile per settori. Questo metodo consiste nel suddividere l'area di studio in settori da perlustrare a piedi o in auto nelle prime ore del giorno e la sera, contando tutti i caprioli che siano all'aperto in alimentazione. Anche questo è un metodo poco usato perché fornisce buoni risultati solamente nelle zone con scarsa copertura forestale (Boscardin 1999, Crépin et al. 1999).
- 3) Transetti lineari. Il metodo dei percorsi lineari è largamente usato per la stima delle densità delle popolazioni d'ungulati selvatici perché richiede l'utilizzo di pochi operatori; esso consiste nel tracciare in modo casuale nell'area di studio una serie di percorsi rettilinei che attraversino tutti i tipi di habitat presenti e nel contare gli animali che un osservatore contatta lungo il percorso, registrando la distanza perpendicolare tra l'animale e il tracciato. L'area coperta dal censimento è data dal doppio della distanza perpendicolare media, moltiplicato per la lunghezza del percorso. Il metodo richiede osservatori addestrati e calcoli complessi per calcolare una funzione di contattabilità che si adatti ai dati raccolti, in modo tale da ottenere una stima accurata della densità. Inoltre, è necessario raccogliere molte osservazioni (almeno 40-60) e quindi non si presta per popolazioni a bassa densità (Gaillard et al. 1993). Per quanto riguarda questo metodo, la ricerca ha progressivamente affinato il calcolo della

superficie interessata dal censimento. Attualmente si possono distinguere due grandi gruppi di metodi: quelli basati sulla distanza radiale e l'angolo di fuga e quelli basati sulla distanza perpendicolare delle osservazioni dalla linea del transetto. I primi vengono raramente usati perché giudicati meno efficaci (Hayes e Buckland 1983), quindi prenderemo in considerazione solo i secondi. Tra i metodi basati sulla distanza perpendicolare si possono distinguere i metodi parametrici, i metodi "ad hoc" e i metodi non parametrici (Burnham et al. 1980, Gaillard et al. 1993). La differenza risiede nel modo di calcolare la larghezza effettiva della fascia coperta dal transetto mediante diversi stimatori.

- a) **Metodi parametrici.** Il più semplice e il più vecchio utilizza semplicemente la media aritmetica delle distanze perpendicolari, come stimatore della larghezza effettiva della fascia. Successivamente sono stati sviluppati stimatori basati sulla modellizzazione della distribuzione delle distanze perpendicolari. Quelli più usati sono i modelli esponenziali per situazioni di visibilità sfavorevoli (Gates et al. 1968, Fattorini e Pisani 1999), quelli seminormali per situazioni di visibilità favorevoli (Fattorini e Pisani 1999) e quelli quadratici (Gates 1979). Questi modelli assumono tutti una particolare distribuzione di frequenza delle distanze perpendicolari e sono soggetti ad errori se la distribuzione assunta non corrisponde esattamente a quella reale, fatto che si verifica molto facilmente.
- b) **Metodi "ad hoc".** Consistono nel disegnare l'istogramma della distribuzione di frequenza delle distanze perpendicolari e nel cercare graficamente la distanza alla quale il numero d'osservazioni diminuisce bruscamente, il doppio di tale distanza è preso come larghezza della fascia coperta dal transetto. Questo metodo manca di robustezza statistica ed è molto soggettivo (Burnham et al. 1980, Gaillard et al. 1993).
- c) **Metodi non parametrici.** Sono quelli più recenti e sembrano anche quelli più efficaci ed adattabili ai dati reali, grazie alla loro elevata robustezza (Buckland et al. 1993, Pollock et al. 2000). Per questi metodi, come stimatori della funzione di contattabilità vengono usate le serie di Fourier e il modello polinomiale (Burnham et al. 1980,1981). Occorre dire però che anche questi metodi, benché più adattabili alla reale distribuzione di frequenza delle distanze perpendicolari di quelli parametrici, presuppongono sempre un modello che descriva correttamente i dati reali e vi possono essere degli scostamenti. E' necessario quindi trovare un metodo non parametrico ancora più flessibile che non necessiti di modelli ben definiti per individuare la funzione di contattabilità. Attualmente questi metodi sono in fase di sviluppo e prevedono l'utilizzo di classi di distanza al posto di distanze perpendicolari misurate precisamente, con evidenti vantaggi nella raccolta dei dati sul campo (Fattorini 2000).

4) Conteggi di gruppi di feci. Questo metodo è relativamente poco dispendioso e si basa sulla relazione tra gruppi di feci deposte e numero di caprioli presenti. Benché sia possibile, in genere, identificare relazioni molto strette tra le due variabili, è necessario conoscere il tasso di defecazione e il tasso di scomparsa delle feci per decomposizione. Entrambi variano con le condizioni ambientali, per cui è necessario, per mettere a punto il metodo, effettuare, per ogni situazione ambientale, uno studio "ad hoc" delle relazioni tra numero di caprioli presenti, tasso di defecazione e tasso di decomposizione delle feci (Mitchell et al. 1985, Staines e Ratcliffe 1987, Ratcliffe e Mayle 1992, McIntosh et al. 1995, Härkönen e Heikkilä 1999, Mayle et al. 2000).

5) Indici biologici (indicatori popolazione – ambiente)

L'utilizzo degli indici dell'abbondanza, dello stato di salute, della densità e della produttività delle popolazioni di capriolo rappresenta attualmente la tendenza più avanzata per il monitoraggio della specie a fini gestionali. Gli indici più comunemente utilizzati sono i seguenti:

- a) **Indice chilometrico d'abbondanza (IKA)**. Viene calcolato sulla base del numero di caprioli avvistati per km di percorso effettuato a piedi o in automobile. L'indice appare correlato alla densità per livelli medio-elevati delle popolazioni e risponde a variazioni importanti della densità; non è adatto a rilevare variazioni di scarsa entità. Può essere calcolato anche dai segni di presenza (Mayle et al. 2000), oltre che dalle osservazioni dirette, e, in questo caso, può essere utile per registrare anche piccoli cambiamenti dell'abbondanza (Vincent et al. 1979, Vincent e Bideau 1985, Meriggi 1989, Vincent et al. 1991).
- b) **Indice di produttività**. Viene calcolato dal numero di giovani per femmina adulta nel periodo dopo gli accoppiamenti e prima dell'inverno, vale a dire dal 15 di agosto alla fine d'ottobre. E' una misura del successo riproduttivo e della fecondità delle femmine (Boutin et al. 1987, Vincent et al. 1995).
- c) **Massa corporea**. Viene misurata dal peso eviscerato degli animali abbattuti durante la caccia e sembra essere fortemente correlata alla densità. Questo indice reagisce alle variazioni di densità soprattutto nei giovani dell'anno (Maillard et al. 1989, McIntosh et al. 1995, Vincent et al. 1995, Gaillard et al. 1996).
- d) **Lunghezza della mandibola**. Questo indice è un indicatore dello stato di salute sia di caprioli giovani di meno di un anno, sia di caprioli adulti e, conseguentemente, è un indicatore della densità in relazione alle risorse alimentari dell'ambiente (Hewison et al. 1996).
- e) **Corpi lutei**. Il numero di corpi lutei per femmina in attività riproduttiva è un indice della fecondità della popolazione, la quale, a sua volta, sembra correlata alla densità per

fenomeni di densità-dipendenza. La possibilità di individuare i corpi lutei dipende però dal periodo in cui si abbattano le femmine (McIntosh et al. 1995).

- f) **Indice di pressione sulla flora.** Si calcola a fine inverno, come numero di piante brucate per piante presenti, all'interno di "plots" campioni di 40 m², per tutte le specie legnose presenti con una frequenza di almeno il 10% (Guibert 1997). Una semplificazione del metodo prevede di rivelare semplicemente la presenza di brucature su plots casuali di solo 1 m² (Molleret 1998).
- g) **Indice di danneggiamento alle essenze forestali.** Questo indice non è ancora stato messo a punto per un uso generalizzato. Esso si basa sul fatto che, aumentando la densità, aumenta anche il danno alla rinnovazione (gamica e agamica) delle specie arboree forestali. Sembra però che l'indice risenta molto della composizione floristica del bosco e, quindi, della presenza di specie più o meno appetite (Ballon et al. 1991).

4. Discussione e Conclusioni

In Europa la produzione di lavori tecnico-scientifici sui metodi di censimento e di monitoraggio delle popolazioni non appare numericamente elevata, soprattutto se si considera il periodo (54 anni) interessato dall'indagine bibliografica. Occorre però dire che alcuni lavori potrebbero essere sfuggiti, nonostante le diverse banche dati bibliografiche utilizzate; in particolare la letteratura grigia (rapporti non pubblicati, stati d'avanzamento di ricerche, documenti tecnici interni, tesi di laurea e di dottorato) potrebbe non essere stata campionata in maniera esaustiva, in quanto di difficile reperimento sulla rete Web. Di là di queste considerazioni, però, appare interessante analizzare la tendenza negli anni del numero di lavori prodotti sui metodi di monitoraggio delle popolazioni di capriolo in Europa e l'evoluzione dei metodi stessi.

Dopo i primi storici lavori danesi che hanno evidenziato forti sottostime della densità delle popolazioni con i metodi normalmente usati, vi è stato un lungo periodo di carenza di produzione scientifica che è ripresa solamente dopo la metà degli anni '80, per divenire veramente importante dall'inizio degli anni '90 in poi. Parallelamente sono aumentati in numero i metodi utilizzati e verificati con la proposta di nuovi metodi indiretti di monitoraggio (indicatori biologici). Questa tendenza può essere dovuta a diversi fattori:

- incremento delle popolazioni di capriolo in Europa e dell'interesse economico-gestionale per la specie,
- aumento delle conoscenze scientifiche sulla biologia della specie e maggior consapevolezza della necessità di una corretta gestione,
- consapevolezza dell'inaffidabilità di alcuni metodi di monitoraggio normalmente usati nella pratica venatoria,
- aumento dei danni alle attività agricolo-forestali e necessità di formulare piani di prelievo più idonei al contenimento delle densità,
- necessità di mettere a punto e utilizzare nuovi metodi di censimento e monitoraggio più economici e affidabili.

In particolare, in quasi tutti i Paesi europei, negli ultimi dieci anni, ci si è resi conto che ogni piano di prelievo che non rispettasse la naturale struttura delle popolazioni per sessi e classi d'età poteva portare ad una destrutturazione irreversibile, incidendo gravemente sulla produttività delle popolazioni stesse. Infatti, le ricerche più recenti sulla genetica delle popolazioni hanno messo in evidenza come una proporzione elevata di individui non dia un contributo alle generazioni successive, in quanto i figli a loro volta non si riproducono e, conseguentemente, soltanto una piccola proporzione d'adulti incide sul reclutamento annuale (Clutton-Brock 1988). Sulla base di

questi risultati si arriva alla conclusione per cui, nelle popolazioni naturali, cambiamenti microevoluzionistici, causati dalla selezione naturale, possono avvenire molto rapidamente. Le implicazioni pratiche sono che un sistematico prelievo selettivo su una popolazione naturale causerà inevitabilmente un cambiamento del patrimonio genetico (Dhondt 1991). Inoltre, come in tutte le specie poliginiche, nel capriolo, i maschi sono sottoposti a forti pressioni selettive e ad un'elevata mortalità; questo fa sì che nelle popolazioni naturali il rapporto sessi sia spostato a favore delle femmine e sia variabile da popolazione a popolazione (Clutton-Brock 1991). Appare, quindi, di grande importanza che il prelievo selettivo sia impostato secondo censimenti accurati e affidabili che diano tutte le informazioni necessarie relative alla struttura delle popolazioni.

Nonostante l'acquisizione delle nuove e importanti conoscenze scientifiche sulla biologia del capriolo e la conseguente tendenza alla sperimentazione di nuovi e migliori metodi di censimento per il monitoraggio delle popolazioni sottoposte a prelievo, nella pratica gestionale sembra che le novità faticino ad essere accolte e adottate in quasi tutti i Paesi europei (p. es. Francia e Inghilterra). In generale, per la formulazione dei piani d'abbattimento, in tutta Europa ci si basa sulla sovente approfondita conoscenza diretta delle popolazioni che i cacciatori hanno a livello delle singole unità di gestione e solo in qualche caso ci si affida a metodi di campionamento oggettivi che vengono, invece, utilizzati per la ricerca scientifica.

In alcune Nazioni è stato rilevato uno sviluppo della ricerca sui metodi di censimento del capriolo nettamente sopra la media europea. Infatti, in Francia, Italia, Inghilterra e Spagna, nel periodo esaminato, è stato prodotto oltre l'80% dei lavori individuati dalla ricerca bibliografica. Questi Paesi sono quelli dove il prelievo selettivo sul capriolo ha tradizioni più recenti e dove negli ultimi anni le popolazioni hanno avuto gli incrementi più marcati, da qui, probabilmente, il maggior sforzo di ricerca per arrivare a conoscenze sufficienti per gestire correttamente le popolazioni di capriolo.

Per quanto riguarda l'Italia, nonostante a livello normativo non vengano indicati i metodi di censimento da utilizzare, sembra che la gestione del capriolo abbia raggiunto un buon livello, con piani di prelievo basati su censimenti nella gran maggioranza delle province interessate. Purtroppo la necessità di monitorare le popolazioni appare meno sentita nelle province dove la specie è presente ma non cacciata.

Tra le regioni italiane, la Toscana è senza dubbio una delle più avanzate per quanto riguarda l'organizzazione del monitoraggio delle popolazioni di capriolo, anche se con notevoli difformità tra le diverse province. Infatti, in quelle dove prima è iniziata la caccia di selezione alla specie (p. es. Arezzo e Siena) i censimenti vengono realizzati con maggiore partecipazione e in modo più generalizzato sul territorio, arrivando a campionare superfici ragguardevoli e rappresentative degli areali di distribuzione locali. Nelle province, invece, dove più di recente è iniziata la gestione venatoria della specie, i censimenti coprono percentuali di superficie ancora insufficienti in relazione al minor numero di unità di gestione istituite e attivate (Distretti di gestione degli ungulati). La differenza tra province con più esperienza nella gestione del capriolo e province con meno esperienza si riscontra anche nell'utilizzo dei dati d'abbattimento; le prime, infatti, hanno a disposizione statistiche riguardanti le misure biometriche degli animali abbattuti e dati importanti sulle condizioni fisiologiche e sulla fecondità, mentre le altre devono ancora perfezionare la raccolta di tali informazioni.

I metodi di censimento adottati appaiono sicuramente efficaci per gli scopi gestionali cui sono indirizzati sebbene in alcuni casi risultino di difficile organizzazione e realizzazione pratica. E' il caso, per esempio dei censimenti in battuta che per la loro onerosità organizzativa e per l'impegno di tempo, personale e mezzi che richiedono possono essere effettuate ogni anno solamente su percentuali ridotte di territorio, probabilmente insufficienti per un'estrapolazione corretta dei dati di censimento e per un campionamento rappresentativo dei diversi tipi di vegetazione.

Questa ricerca fa parte del progetto finanziato e promosso dall'ARSIA "La verifica e innovazione dei metodi di censimento del Capriolo" (Coordinamento: Prof. M. Apollonio; Supervisione scientifica: Dott. A. Meriggi)

5. Opere citate

Aenes R., Linnell J.D.C., Perzanowski K., Karlsen J., Odden J. 1998. Roe deer as a prey. In: Andersen R., Duncan P. & Linnell J. D. C., Edits. The European roe deer: the biology of success. Oslo: Scandinavian University Press. Pp. 139–159.

Alvarez Jimenez G. 1988. Problemas asociados a la aplicacion del transecto lineal para el censo de las poblacion de cervidos en un biotopo mediterraneo (Quintos de Mora, Montes de Toledo). *Ecologia* 2: 233-249.

Andersen J. 1953. Analysis of the Danish roe deer population based on the extermination of the total stock. *Danish Rev. Game Biology*, 2: 127-155.

Andersen J. 1962. Roe deer census and population analysis by means of a modified marking-release technique. In: The exploitation of natural animal population. Le Cren E.D. e Holdgate M.W. (ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford. Pp. 72-82.

Andersen R. Linnell J.D.C. Aenes R. 1995. Roe deer in an agricultural landscape. Final report. NINA Fagrapport. 10: 1-80.

Apollonio M. 2004. Gli ungulati in Italia : status, gestione e ricerca scientifica. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 15: 21-34.

Ballon P., Guibert B., Maizeret C., Boutin J.M. 1991. Contribution à la mise au point de nouvelles méthodes de gestion des populations de chevreuil. Application au massif des Landes de Gascogne. "Etudes" du CEMAGREF, Département Forêt, série forêt n° 6, *Annales* 90: 173-185.

Bideau E., Vincent J.P., Quere J.P., Angibault J.M. 1983. Occupation de l'espace chez le chevreuil (*Capreolus capreolus* L.). I. Cas des mâles. *Acta Oecologica (Oecol. Applic.)* 4: 163-184.

Blant M. 1987. Dynamique de population, condition et constitution du chevreuil (*Capreolus capreolus* L. 1758) dans les cantons de Neuchatel et Vaud (ouest de la Suisse). Unpublished Ph.D. Thesis, University of Neuchatel, Switzerland.

Blant M. 1991. Reproduction in roe deer populations in Western Switzerland. Proceedings of the 18th IUGB Congress, Krakow, Pp 185-188.

Boisaubert B., Stoquert M. 1975. Recensement de cervidés. Unpublished report, Office National de la Chasse, Paris. Pp 6.

- Boisaubert B., Vassant J., Delorme D. 1979. Contribution a la mise au point d'une methode de recensement applicable a l'espece chevreuil (*Capreolus capreolus*) vivant en milieu forestier. Bulletin Mensuel ONC, N°sp.sc.Tech, Pp 93-205. Office National de la Chasse, Paris.
- Boscardin Y. 1999. Les méthodes de dénombrement des populations de chevreuils. Bull. Mens. ONC 244: 17-21.
- Boutin J.M., Gaillard J.M., Delorme D., Van Laere G. 1987. Suivi de l'évolution de la fécondité chez le chevreuil par l'observation des groupes familiaux. Gibier Faune Sauvage 4: 255-265.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L. 1993. Distance sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London.
- Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. Wildl. Monogr. 72.
- Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L. 1981. Line transect estimation of bird population density using a Fourier series. Studies in Avian Biology 6: 446-482.
- Caughley G. 1977. Analysis of vertebrate populations. Jhon Wiley and Sons. London.
- Cederlund G., Bergqvist J., Kjellander P., Gill R.M.A., Gaillard J.M., Boisaubert B., Ballon P. 1984. Methodes de recensement des populations de chevreuils. CEMAGREF Note technique n° 51, Pp 64.
- Clutton-Brock T.H. 1988. Reproductive success. Chicago University Press, Chicago.
- Clutton-Brock T.H. 1991. Sort and wise use of ungulate populations. Gibier Faune Sauvage 8: 309-317.
- Crépin F., Bouteiller R., Gaillard J.M., Delorme D. 1999. Dénombrement des chevreuils en milieu ouvert: résultats et application à la gestion des populations. Bull. Mens. ONC 244: 78-82.
- De Crombrugge S.A. 1969. Modes de recensement du cerf (*Cervus elaphus* L.) en Belgique et portée pratique. Proceedings of the IX th IUGB Congress. Moscow. Pp 298-306.
- Denis M. 1985. Quelques méthodes pratiques pour l'estimation de l'effectif d'une population de chevreuils (*Capreolus capreolus* L.). Proceedings of the XVII th IUGB Congress. Brussels. Pp 979-989.
- Dhondt A.A. 1991. density dependence, teta selection and the exploitation of animal populations. Gibier Faune Sauvage 8: 297-307.

Duncan P. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximizing the net benefits to society. In: Andersen R., Duncan P. & Linnell J. D. C., Edits. The European roe deer: the biology of success. Oslo: Scandinavian University Press. Pp. 337–372.

Ellenberg H. 1975. Beitrage zur Okologie des Rehes. Thesi, Munich, Pp 275.

Fandos P., Fernandez J.M., and Palomero G. 1990. Censo de corzo en un sector de la reserva nacional de caza de Saja: liebana. Informe por la diputacion regional da Cantabria. Universidad de Cantabria.

Fattorini L. 2000. Statistical estimation of abundance in wildlife ungulate populations. Atti del Convegno Gestione degli ungulati selvatici: problemi e soluzioni. Università degli Studi di Perugia, Dipartimento di Scienze Zootecniche. Pp. 50-64.

Fattorini L. e Pisani C. 1999. Metodi di campionamento per le indagini ambientali. Facoltà di Economia "R. Goodwin", Università degli Studi di Siena, Siena. 213 pp.

Fattorini L., Pisani C., Sforzi A. 2004. The estimation of wildlife ungulate abundance using sample area surveys: an application to Maremma Regional Park. Statistical Methods & Applications 13: 197-212.

Focardi S., Isotti R., Pelliccioni E.R., Iannuzzo D. 2002a. The use of distance sampling and mark-resighting to estimate the local density of wildlife populations. Environmetrics 13: 177-186.

Focardi S., Pelliccioni E.R., Petrucco R., Toso S. 2002b. Spatial patterns and density dependance in the dynamics of roe deer population in central Italy. Oecologia 130: 411-419.

Focardi S., Isotti R., Tinelli A. 2002c. Line transect estimates of ungulate populations in a Mediterranean forest. Journal Wildlife Management 66: 48-58.

Gaillard J.M., Boisaubert B., Boutin J.M., Clobert J. 1986. L'estimation d'effectifs à partir de capture-marquage-recapture: application au chevreuil (*Capreolus capreolus*). Gibier Faune Sauvage 3:143-158.

Gaillard J.M., Boutin J.M., Van Laere G. 1993. Dénombrer les populations de chevreuils par l'utilisation du Line transect. Etude de faisabilité. Rev. Ecol. (Terre Vie) 48: 73-85.

Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G, Boisaubert B. 1996. Body mass of Roe Deer fawns during winter in two contrasting populations. J. Wildl. Manage. 60: 29-36.

Gates C.E. 1979. Line transect and related issues. In: Sampling Biological Populations. Cormack R.M., Patil G.P., Robson D.S. (ed). Pp. 71-154.

Gates C.E., Marschall W.H., Olson D.P. 1968. Line transect method of estimating grouse population densities. *Biometrics* 24: 135-145.

Gill R.M.A. 1990. Monitoring the status of European and North American cervids. GEMS Information Series N°8, Global Environment Programme, Nairobi, Kenia. Pp 1-277.

Gill R.M.A., Johnson A.L., Francis A., Hiscocks K., Peace A.J. 1996. Changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) population density in response to forest habitat succession. *For. Ecol. Manage.* 88: 31-41.

Gill R.M.A., Thomas M.L., Stocker D. 1997. The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. *Journal of Applied Ecology* 34:1273-1286.

Greenwood J.J.D. 1996. Basic techniques. In: *Ecological Census Techniques: a handbook*. Sutherland W.J. (ed). Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 11-110.

Guibert B. 1997. Une nouvelle approche des populations de chevreuils en foret ; l'indice de pression sur la flore. *ONF Bulletin Technique n°32* :5-13.

Härkönen S. e Heikkilä R. 1999. Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. *Wildl. Biol.* 5: 233-240.

Hayes R.J. e Buckland S.T. 1983. Radial distance models for line transect method. *Biometrics* 29-42.

Hewison A.J.M., Vincent J.P., Bideau E., Angibault J.M., Putman R.J. 1996. Variation in cohort mandible size as an index of roe deer (*Capreolus capreolus*) densities and population trends. *J. Zool. London* 239: 573-581.

Kurt F. 1991. *Das Rehwild in der Kulturlandschaft*. Verlag Paul Parey. Hambourg and Berlin. Pp 284.

Lincoln F.C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. U.S. Department of Agriculture Circular. 118: 1-4.

Lubow B.C., White G.C., Anderson D.R. 1996. Evaluation of a linked sex harvest strategy for cervid populations. *Journal of Wildlife Management* 60: 787-796.

Maillard D., Boisaubert B., Gaillard J.M. 1989. La masse corporelle: un bio-indicateur possible pour le suivi des populations de chevreuil. *Gibier Faune Sauvage* 6: 57-68.

Mattioli L., Apollonio M., Mazzarone V., Centofanti E., 1995 - Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Acta Theriologica* 40(4): 387-402, 1995.

Maublanc M.L. 1985. Organisation spatiale et sociale d'une population de chevreuil en agro-système d'open field, comparaison avec le milieu forestier. Thèse de Doctorat, Université de Paris 6.

Mayle B.A., Putman R.J., Wyllie I. 2000. The use of trackway counts to establish an index to deer presence. *Mammal Rev.* 30: 233-237.

McIntosh R., Burlton F.W.E., McReddie G. 1995. Monitoring the density of roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *For. Ecol. Manage.* 79: 99-106.

Meriggi A. 1989. Analisi critica dei metodi di censimento per la fauna selvatica (Aves, Mammalia). *Ricerche di Biologia della Selvaggina* 58: 1-59

Meriggi A. e Lovari S. 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *J. Appl. Ecol.* 33: 1516-1571.

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.

Milner-Gulland, E. J., Akcakaya H. R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution* 16:686-692.

Mitchell B., Rowe J.J., Ratcliffe P.R., Hinge M. 1985. Defecation frequency in roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation rates of faecal deposits. *J. Zool., London* 207: 1-7.

Morellet N. 1998. Des outils biométriques appliqués aux suivis des populations animales: l'exemple des cervidés. Vers un indice de consommation de la flore lignifiée. Thèse Université Claude-Bernard, Lyon. 201 pp.

Nichols, J.D. Pollock, K.H. 1983 – Estimation methodology in contemporary small mammal capture-recapture studies. *Journal of Mammalogy*, 64: 253-260.

Pedrotti L., Dupré E., Preatoni D., Toso S. 2001. Banca dati ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione, prelievo venatorio e potenzialità delle popolazioni di ungulati in Italia. *Biologia e Conservazione della Fauna* 109: 1-128.

Petersen C. G.J. 1896. The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German sea. *Report of the Danish Biological Station For 1895*, 6: 1-77.

Pielowski Z. 1984. Some aspects of population structure and longevity of field roe deer. *Acta Theriologica* 29: 17-33.

Pollock K.H., Nichols J.D., Brownie C., Hines J.E. 1990. Statistical inference for capture –recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107: 1-97.

Pollock K.H., Nichols J.D., Simons T.R., Sauer J.R. 2000. The design of large scale wildlife monitoring studies. *Atti del V Convegno Internazionale su Metodi Quantitativi per le Scienze Applicate - Inferenza su Popolazioni Biologiche*. Pp. 1-15.

Radeloff V. C., Pidgeon A.M., Hostert P., 1999 - Habitat and population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecol. Model.* 114: 287-304.

Ratcliffe P.R. 1987. Red deer population changes and the independent assessment of population size. *Symposia of the Zoological Society, London* 58: 153-165.

Ratcliffe P.R. e Mayle B.A. 1992. *Roe Deer Biology and Management*. Forestry Commission, Bulletin 105. Pp. 1-28.

Seber G.A.F. 1973. *The estimation of animal abundance and related parameters*. Griffin & Co. Ltd., London.

Seber G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. Griffin, London.

Seber G.A.F. 1992. A review of estimating animal abundance. *IInd International Statistical Review* 60: 129-166.

Staines B.W. e Ratcliffe P.R. 1987. Estimating the abundance of red deer (*Cervus elaphus* L.) and roe deer (*Capreolus capreolus* L.) and their current status in Great Britain. *Symp. zool. Soc. Lond.* 58: 131-152.

Strandgaard H. 1967. Reliability of the Petersen method tested on a roe-deer population. *J. Wildl. Manage.* 4: 643-651.

Strandgaard H. 1972. The roe deer (*Capreolus capreolus*) at Kälo and the factors regulating its size. *Dan. Rev. Game Biol.* 7: 1-205.

Van Laere G. Maillard D. Boutin J.M. Delorme D. 1998. Le suivi des populations de chevreuils-méthodes traditionnelles d'estimation aux indicateurs biologiques. *Proc. XXI Colloque francophone de Mammalogie, Amiens, Oct. 1997*. Arvicola.

Vincent J.P., Bideau E. 1985. Recensement du chevreuil: bilan d'une experience sur 5 ans. Rev. For. Fr. 5: 421-424.

Vincent J.P., Bideau E., Hewison A.J.M., Angibault J.M. 1995. The influence of increasing body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer. J. Zool. London 236: 371-382.

Vincent J.P., Bideau E., Maire F. 1979. Vers une nouvelle méthode de recensement du chevreuil. bull. Mens. ONC n° Sp. Sc. Tech.: 207-226.

Vincent J.P., Bideau E., Quere J.P., Angibault J.M. 1983. Occupation de l'espace chez le chevreuil (*Capreolus capreolus* L.). II. cas des femelles. Acta Oecologica (Oecol. Applic.) 4: 379-389.

Vincent J.P., Gaillard J.M., Bideau E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. Acta Theriol. 36: 315-328.

Von Berg F.C. 1979. Zahltreiben zum Erfassen von Wilddbichten. Allgemeiner Forstzirtschrifte, 44/45: 1200-1201.

Von Raesfeld F. 1985. Das Rehwild. Verlag Paul Parey. Hambourg and Berlin. Pp 392.

Zejda J. 1984. Road strip transects for estimating field roe deer density. Folia Zoologica 33: 109-124.

Zejda J. 1985. Field transects for roe deer census. Folia Zoologica 34:209-215.