



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Linee guida per la gestione degli Ungulati

Cervidi e Bovidi



91/2013

MANUALI E LINEE GUIDA



ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Linee guida per la gestione degli Ungulati

Cervidi e Bovidi

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 91/2013
ISBN 978-88-448-0617-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli, Elena Porrazzo
Foto di copertina: Andrea dal Pian

Coordinamento editoriale:

Daria Mazzella
ISPRA – Settore Editoria

Settembre 2013

Autori

Elisabetta Raganella Pelliccioni, Francesco Riga e Silvano Toso

Luca Pedrotti ha collaborato alla stesura del capitolo dedicato al monitoraggio delle popolazioni.
Stefano Mattioli e Vito Mazzarone hanno collaborato alla stesura del paragrafo relativo al conteggio dei cervi maschi al bramito.

Revisione dei testi

Stefano Focardi e Vittorio Guberti hanno fornito utili commenti per l'elaborazione del capitolo 2.
Marco Apollonio, Riccardo Fontana, Sandro Lovari, Luca Mattioli, Stefano Mattioli, Vito Mazzarone, Piergiuseppe Meneguz, Chiara Mercuriali, Sandro Nicoloso, Luca Pedrotti, Franco Perco, Maurizio Ramanzin e Maria Luisa Zanni hanno provveduto ad una revisione critica dei capitoli dedicati alla gestione venatoria ed al controllo delle popolazioni.

Autori delle illustrazioni

A.M. De Marinis ha elaborato le sagome degli Ungulati utilizzate nel testo e per la quarta di copertina.

Ringraziamenti

Si ringraziano gli autori delle foto e delle schede di approfondimento (menzionati nel testo).
Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato - Ufficio per la Biodiversità, Riserva Naturale dello Stato Bosco della Mesola per la foto del Cervo della Mesola realizzata da G. de Socio (ISPRA).

3. IL MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI

In questo capitolo sono esposti i principi generali che debbono essere considerati nello sviluppo di un programma di monitoraggio, nonché una descrizione delle metodologie per la quantificazione della densità di popolazione maggiormente applicabili nella pratica gestionale e basate su una validazione discussa nella letteratura scientifica. Al fine di fornire gli strumenti per valutare la qualità dei risultati dei programmi di monitoraggio vengono talvolta richiamate anche le necessarie procedure di analisi statistica. Ciascun metodo è discusso in funzione delle specie a cui può essere applicato. In generale, il monitoraggio della consistenza delle popolazioni o degli indici di tendenza deve essere organizzato all'interno delle unità di gestione per ciascuna specie, eventualmente ripartite ulteriormente in funzione del personale a disposizione, e del piano di campionamento.

3.1 Il monitoraggio: definizione

Il termine monitoraggio è stato spesso utilizzato per indicare attività anche molto diverse fra loro. In questo documento il termine identifica il processo generale in base al quale vengono raccolti ed organizzati i dati quantitativi riferiti ad alcune variabili demografiche e a diversi intervalli temporali, con la finalità di valutare periodicamente lo stato del sistema e trarre conclusioni in merito alle variazioni di stato osservate (Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001).

La pianificazione di un programma di monitoraggio deve rispondere a tre domande basilari: 1. Perché si attua il monitoraggio? 2. Quale dovrebbe esserne l'oggetto? 3. Come dovrebbe essere realizzato il monitoraggio? Mentre è difficile citare in maniera esaustiva i molteplici possibili obiettivi di un piano di monitoraggio, è sicuramente possibile e più utile ricondurli a due categorie più generali: la gestione e la ricerca scientifica. Le finalità del presente documento limitano la trattazione alla prima delle due categorie, anche se, laddove necessario, non saranno trascurati riferimenti alla seconda, in particolare per quanto riguarda alcuni concetti condivisi da entrambi gli approcci.

I programmi di monitoraggio associati a finalità gestionali devono sostanzialmente rispondere alla necessità di identificare lo stato del sistema e di fornire informazioni sulle modalità con cui il sistema risponde alle azioni di gestione poste in atto. La conoscenza dello stato del sistema è di ovvia importanza per la gestione: ad esempio se la dimensione di una popolazione è ritenuta troppo piccola, la gestione sarà finalizzata a consentirne l'incremento. L'analisi dei dati di monitoraggio per comprendere le modalità di risposta della popolazione agli interventi di gestione cui è sottoposta ha invece molti punti in comune con l'analisi dei medesimi dati nell'ambito delle finalità della ricerca scientifica, dove essi sono utilizzati per confrontare ipotesi alternative. In questo caso le risposte del sistema rivelate dal monitoraggio dovrebbero essere confrontate con ipotesi di tipo previsionale formulate a priori; relativamente alla gestione, questo presuppone la definizione preventiva di obiettivi stabilibili sulla base di variabili quantitative ben definite (ad esempio la densità di popolazione) ed il più possibile semplici.

La definizione delle variabili da sottoporre a monitoraggio è ampiamente determinata dagli obiettivi che s'intende raggiungere. Ai fini della gestione, è rilevante la determinazione della variabile di stato (ad esempio la dimensione della popolazione) ma anche di altre variabili ad essa associate ed in grado di caratterizzarla in modo più preciso (ad esempio, il numero di piccoli per femmina, la mortalità indotta dal prelievo, etc.). Sebbene nella gestione venatoria le attività di monitoraggio siano dedicate generalmente alla quantificazione della dimensione delle popolazioni ed alla loro caratterizzazione strutturale, recentemente trova spazio sempre più ampio la sperimentazione di metodologie finalizzate al monitoraggio della relazione popolazione – ambiente, che possono costituire una valida alternativa ai metodi di rilevazione diretta che a volte risultano difficilmente applicabili.

Diversamente dall'inventario, un corretto programma di monitoraggio di popolazione deve essere in grado di rilevare una variazione nel tempo del parametro oggetto di misurazione, qualora questa si verifichi. Il tasso e la direzione delle variazioni associate all'abbondanza della popolazione nel tempo e/o nello spazio rappresentano quindi il primo prodotto delle attività di monitoraggio a fini gestionali. Secondariamente, il monitoraggio della popolazione fornisce i dati utili a verificare l'efficacia delle azioni di gestione messe in atto ed in particolare ad accertare se siano stati generati gli effetti previsti sulle popolazioni. Nel caso della gestione degli Ungulati, basata solitamente su quantificazioni delle popolazioni minime vitali, il protocollo di monitoraggio dovrebbe garantire di rilevare variazioni demografiche importanti, che impongono la eventuale ridefinizione delle strategie

di gestione delle popolazioni. Affinché un metodo possa essere applicato nelle attività di monitoraggio, è necessario che esso sia stato validato su base scientifica, compito solitamente affidato alla ricerca metodologica che, attraverso la sperimentazione delinea gli assunti, la modalità di applicazione, i limiti e la qualità del risultato ottenibile.

La sfida che si trova più frequentemente ad affrontare il gestore è quella di individuare un metodo che, con i mezzi e le risorse a disposizione e la vastità dei territori interessati, risulti adeguato a produrre una quantificazione della consistenza di popolazione il più possibile vicina a quella reale. La letteratura specializzata offre un'ampia trattazione delle principali metodologie utili allo scopo ed il consistente numero di lavori che ne valutano criticamente la sperimentazione testimoniano la complessità della materia. Generalmente le metodologie messe in atto in ambito gestionale rappresentano quindi il miglior compromesso fra la qualità e quantità dei dati raccolti e la disponibilità di risorse, economiche ed umane, necessarie per ottenere le informazioni giudicate necessarie.

3.2 Obiettivi

Nel nostro Paese è la normativa nazionale di settore a dettare l'esigenza e a stabilire il primo obiettivo del monitoraggio: la conoscenza e la valutazione della tendenza delle popolazioni nel tempo. Infatti, lo Stato demanda ad un proprio ente – l'ISPRA⁶ – *“il compito di conoscere la consistenza del patrimonio ambientale costituito dalla fauna selvatica sull'intero territorio nazionale, di studiarne lo stato e l'evoluzione e di elaborare azioni di intervento volte a garantire la compatibilità delle azioni di gestione e conservazione con il mantenimento delle specie selvatiche in uno stato di conservazione soddisfacente”* (legge 157/92, art.7, comma 3). Negli ultimi anni sta divenendo sempre più critica la disponibilità di personale cui affidare il compito della collezione dei dati di base, operazione che generalmente richiede l'impegno ed il coordinamento di un elevato numero di persone. Nell'ultimo decennio infatti, si è assistito ad una diminuzione delle risorse economiche e del personale d'istituto che le pubbliche amministrazioni possono dedicare a questo compito, sempre più affidato al volontariato. Ma anche su quest'ultimo versante si registra una flessione dello sforzo praticabile; il numero dei cacciatori, che rappresentano a tutt'oggi la componente sociale più largamente e sistematicamente impegnata nella collezione dei dati di monitoraggio delle popolazioni di Ungulati ha mostrato una progressiva diminuzione. Questa circostanza pone non pochi problemi in molte realtà locali dove risulta impossibile o estremamente difficoltoso effettuare il monitoraggio delle popolazioni su larga scala applicando metodi che richiedono un elevato numero di addetti che debbono lavorare contemporaneamente e che devono possedere un'adeguata istruzione e capacità di effettuare i rilievi in modo standardizzato. A conferma di questo, occorre rilevare la sistematica carenza di dati sulle popolazioni di Ungulati all'interno delle aree protette, dove l'assenza di interessi venatori genera lacune conoscitive particolarmente evidenti, come emerso chiaramente nella compilazione della Banca Dati Ungulati curata dall'ISPRA (Carnevali *et al.*, 2009). La tendenza rilevata è destinata probabilmente ad aggravarsi nel prossimo futuro; per ragioni di tipo culturale infatti il ricambio generazionale tra le fila dei cacciatori non sembra in grado di compensare le defezioni. Tale circostanza apre un nuovo scenario, affrontabile attraverso due soluzioni, non necessariamente contrapposte. Da una parte sarebbe auspicabile che la realizzazione delle azioni concrete di gestione (e tra queste *in primis* il monitoraggio) vedesse la partecipazione di un maggior numero di categorie di portatori di interesse, a vantaggio di un incremento trasversale della conoscenza relativa alle problematiche della conservazione, intesa nella più ampia accezione del termine. D'altro canto può essere valutata la possibilità di utilizzare metodi indiretti di stima dello status e dell'evoluzione delle popolazioni che, pur assicurando il necessario rigore tecnico, consentano uno sforzo di campionamento più limitato rispetto a quello necessario per utilizzare i metodi oggi più diffusamente applicati.

3.3 Concetti di base

Esistono principalmente due fonti di errore che dovrebbero essere attentamente valutate in fase di pianificazione dei programmi di monitoraggio delle popolazioni: la probabilità di rilevamento degli animali e la strategia di campionamento. Questi due fondamentali concetti hanno importanti ricadute sulla qualità del risultato, sulla sua affidabilità e sul suo impiego a fini gestionali.

⁶ L' Istituto Superiore per la Ricerca e Protezione Ambientale (ISPRA) istituito con la legge 133/2008, art. 28, ha assorbito le funzioni, le risorse finanziarie, strumentali e di personale dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) di cui alla legge 11 febbraio 1992 n. 157.

3.3.1 La probabilità di rilevamento

La maggioranza dei metodi utilizzati per la quantificazione delle popolazioni in natura non forniscono una conta completa degli individui ma piuttosto una quantificazione parziale. Generalmente infatti la probabilità di rilevamento di un individuo (β) è inferiore a uno e la relazione esistente fra gli individui contati (C) e la reale dimensione della popolazione (N) è data da:

$$E(C) = \beta N$$

dove $E(C)$ è il valore atteso delle conte, data la probabilità di rilevamento β . Per trasformare il numero di animali conteggiati in una stima della dimensione della popolazione, occorre conoscere la probabilità di rilevamento:

$$\hat{N} = \frac{C}{\hat{\beta}}$$

dove le notazioni “ \hat{N} ” e “ $\hat{\beta}$ ” indicano che le corrispondenti quantità (N e β) sono delle stime. Se, ad esempio sono stati contati 25 caprioli (C) ma si valuta che questo numero rappresenti solo il 25% (β) della popolazione reale allora questa sarà composta da 100 individui ($25/0,25$).

Sulla base del valore di β , le conte si definiscono complete (censimenti) solo quando $\beta=1$ (tutti gli animali sono rilevati) o incomplete ($\beta<1$); in quest’ultimo caso il valore ottenuto può essere corretto adeguatamente se β è quantificata. La probabilità di rilevamento può essere quantificata applicando alcuni metodi di stima delle popolazioni – *mark-resight*, *distance sampling* - sui quali si tornerà in seguito.

Diversi autori (Thompson *et al.*, 1998, Nichols *et al.*, 2000, Anderson 2001, Yoccoz *et al.*, 2001) fanno rilevare che gli indici di popolazione, come il numero degli individui effettivamente contattato (numero minimo di individui presenti), non corredati da una stima della probabilità di rilevamento siano da considerarsi sostanzialmente inutilizzabili per definire con un buon margine di precisione la consistenza di una popolazione. Le specifiche probabilità di rilevamento condizionano fortemente anche il confronto dei dati di popolazione nel tempo e nello spazio, ad indicare la rilevanza di questo concetto nello sviluppo dei metodi di monitoraggio. Nel caso in cui sia possibile dimostrare che β assume valori elevati ($\beta \geq 0,5$) e mostra una sostanziale costanza nel tempo (o una variazione di entità limitata), i conteggi, da intendersi come numero minimo di animali presenti (MNA, *minimum number alive*), possono comunque considerarsi di grande utilità a fini gestionali, soprattutto nell’individuazione di trend sul medio-lungo periodo.

3.3.2 La strategia di campionamento

L’applicazione di metodi per ottenere indici o stime di popolazione richiede che i dati siano collezionati attraverso un adeguato campionamento, la cui funzione è quella di fornire informazioni attendibili sul parametro di interesse (ad esempio numero di animali avvistati, numero di *pellet group* rinvenuti, ecc.) e consentire l’extrapolazione del dato (**inferenza**) alla porzione dell’area di studio non investigata. L’inferenza è dunque il processo mediante il quale le conclusioni desunte dai campioni vengono generalizzate anche alla frazione non campionata.

L’applicazione di un disegno di campionamento appropriato garantisce quindi che i campioni selezionati ai fini del monitoraggio siano rappresentativi dell’insieme oggetto d’indagine e che i risultati ottenuti possano essere estesi o extrapolati ad aree non campionate. L’obiettivo del disegno di campionamento è quello di massimizzare l’efficienza del processo fornendo le migliori stime statistiche con la minor variabilità ed al minor costo (Krebs 1989). Per una descrizione dettagliata delle strategie di campionamento, corredata delle quantificazioni necessarie, si rimanda ai lavori di Thompson *et al.* (1998), Cochran (1977) e Elzinga *et al.* (2001), mentre in questo contesto si è ritenuto utile fornire solo una breve descrizione delle modalità più comunemente utilizzate per la selezione delle unità di campionamento (UC), evidenziando al contempo i principi di base indispensabili per la realizzazione di un corretto programma di monitoraggio.

Una efficace strategia di campionamento deve basarsi su un criterio probabilistico, che prevede che ciascuna UC abbia la stessa probabilità di essere selezionata, applicando cioè una

procedura in cui la soggettività e l'opportunità siano sostituiti dalla casualità (Anderson, 2001). A tal fine, l'area di studio viene suddivisa in UC di uguali dimensioni, distinte e non sovrapposte, che formano la base per la selezione del campione. Attraverso il **campionamento casuale semplice** le UC da ispezionare sono selezionate, casualmente ed in modo indipendente, fra tutte quelle disponibili. Tuttavia, questo approccio non è efficiente se applicato su larga scala poiché tende a non essere bilanciato nello spazio: la localizzazione casuale può restituire UC raggruppate nello spazio e/o, in presenza di una bassa dimensione del campione, alcune aree possono risultare sovra- o sotto-rappresentate: pertanto l'applicazione di tale strategia deve essere limitata ad aree che presentino condizioni di elevata omogeneità ambientale. La precisione delle stime ottenute da un campionamento casuale dipende in larga misura dalla distribuzione degli individui e dal momento che raramente le popolazioni animali sono distribuite casualmente nello spazio, il campionamento casuale semplice può non essere la strategia di campionamento più appropriata.

Per ottenere UC distribuite con una certa uniformità nell'intera area campionata si può ricorrere al **campionamento sistematico**. Seguendo questa modalità, viene selezionata una UC ogni dato numero di UC (k_s), a partire da una prima UC selezionata casualmente. La componente di casualità nel processo di selezione delle UC è rappresentata dalla selezione casuale del punto di inizio. La scelta del "passo" - k_s - dipende invece dalla dimensione del campione: se le unità di campionamento potenziali sono 500 e la dimensione del campione è pari a 20, potrà essere selezionata una unità ogni 25 ($k_s = 500/20 = 25$, Thompson *et al.*, 2001). In ogni caso, la distanza fra due UC consecutive deve essere tale da garantire l'indipendenza delle osservazioni. Rispetto al campionamento casuale, quello sistematico è caratterizzato da una maggiore rappresentatività delle aree campione e da una conseguente maggiore precisione (Chocran 1977).

L'allocazione per strato delle unità di campionamento (**campionamento stratificato**) conferisce una ancora maggiore precisione alle stime. Alcune informazioni sono necessarie in tal caso per modulare il campionamento in funzione delle variabili che influenzano la distribuzione degli individui. Ad esempio, la stratificazione per tipologia di habitat è utile per tenere conto della variabilità derivante dalla diversa distribuzione degli animali in funzione della variabilità ambientale presente nell'area di studio. La ripartizione delle unità di campionamento all'interno di ciascuno strato dipende dalla variabilità e dalla estensione degli strati, anche se occorre tenere presente che per ottenere una stima di varianza ciascuno strato deve contenere almeno due unità di campionamento (Thompson *et al.*, 2001). Deve inoltre essere attentamente valutato lo sforzo d'indagine richiesto e quindi i costi operativi. Il modo più semplice per determinare quante UC debbano essere collocate in ogni strato è quello di ripartirle in modo proporzionale (**allocazione proporzionale**) alla estensione di ciascuno strato. L'allocazione proporzionale tuttavia non tiene conto della variazione fra strati e dunque è da considerarsi generalmente meno precisa rispetto ad altre modalità di allocazione secondo le quali lo strato caratterizzato dalla maggior variabilità contiene un numero maggiore di UC rispetto a quanto avviene per gli strati meno variabili (Cochran, 1977). Quest'ultima modalità di allocazione proporzionale in funzione della variabilità è conosciuta come **allocazione di Neyman**. Infine, merita menzione l'**allocazione ottimale** che considera anche il diverso costo di realizzazione del campionamento all'interno di ciascuno strato, ad esempio per ragioni di tipo logistico, e bilancia il costo di realizzazione con la variabilità all'interno di ciascuno strato. Una volta stabilito il numero di unità di campionamento all'interno di ciascuno strato, la selezione può avvenire con una delle modalità sopra esposte.

La scelta del disegno campionario dipende dalla sua efficienza intrinseca e dalla possibilità della sua applicazione pratica. In generale, la realizzazione di uno studio pilota aiuta nella selezione delle strategie di campionamento più appropriate nonché nella scelta della modalità di allocazione delle UC, consentendo una valutazione iniziale di valore orientativo della varianza ad essa associata.

Come si vedrà in seguito, i dati utilizzati per la gestione delle popolazioni di Ungulati scaturiscono da procedure di campionamento non sempre rigorose e quasi mai basate su criteri probabilistici e ciò si riflette sulla qualità del dato ricavato e, conseguentemente, sul grado di conoscenza del parametro di interesse. Il campionamento opportunistico - procedura mediante la quale i dati sono collezionati lungo percorsi o aree scelti ad hoc, quali strade, sentieri o aree ad elevata densità di animali, producono solitamente risultati non affidabili e dai quali non è possibile ricavare informazioni relative alla porzione di popolazione non campionata. Pertanto, è importante che le figure incaricate di operare le scelte gestionali tengano in debito conto la qualità ed i limiti dei dati conseguiti attraverso il monitoraggio, operando una valutazione critica delle procedure applicate ed

evitando forzature circa l'utilizzazione delle informazioni ottenute (ad esempio, applicare tassi di sottostima non quantificati in modo sperimentale).

3.4 E' possibile rilevare la tendenza nella traiettoria demografica di una popolazione?

Conoscere il tasso e la direzione di eventuali cambiamenti delle variabili demografiche è certamente l'informazione più importante per migliorare l'efficacia della gestione di una popolazione di Ungulati e verificarne gli effetti. Per una maggior facilità nell'esposizione dei concetti principali si farà riferimento alla dimensione della popolazione o agli indici ad essa correlati, ma quanto esposto può essere esteso a qualsiasi altra variabile demografica. Da un punto di vista analitico, la tendenza della popolazione è generalmente rilevabile attraverso una regressione lineare fra valori di abbondanza e la scala temporale, solitamente espressa in anni, in cui la medesima abbondanza è stata misurata. Tale analisi produce una quantificazione del tasso di cambiamento della popolazione nel tempo, sintetizzato dal valore della pendenza mostrato dalla retta di regressione. Da un punto di vista statistico se la pendenza della retta non è significativamente diversa da zero, la popolazione si assume stabile; se la pendenza è significativamente maggiore o minore di zero la popolazione si assume in crescita o in declino. Il concetto viene espresso dall'immagine di sintesi riportata in fig. 3.1: una linea che sale o scende in dipendenza del fatto che la popolazione aumenti o diminuisca nel tempo ma con pendenza sempre diversa da zero. Tuttavia, spesso il dato di base per valutare l'esistenza di una tendenza (*trend*) altro non è che una valutazione imprecisa della consistenza di popolazione o più comunemente una stima puntuale, un valore numerico privo di qualsiasi valutazione di variabilità associata.

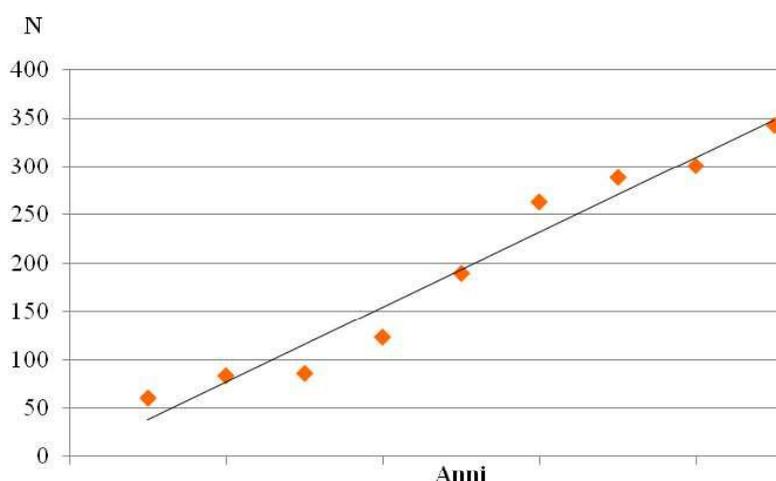


Figura 3.1 – L'uso della regressione lineare assume che la variazione dell'abbondanza sia lineare. La capacità di rilevare una tendenza nella popolazione dipende anche dalla precisione delle singole stime, che non è quantificata nel caso delle stime puntuali.

Tale limite è tanto più importante quanto più contenute sono le variazioni interannuali della dimensione della popolazione, come generalmente avviene nelle popolazioni di grandi erbivori. E' dunque lecito chiedersi quale sia la effettiva possibilità di rilevare una tendenza demografica sulla base dei dati a disposizione. Ci sono due elementi da considerare a riguardo: il dato di base, relativo alla dimensione della popolazione, e la potenza statistica. Sulla bontà dei dati di base (indici o densità assoluta) si tornerà in seguito, ma in questa sede occorre ricordare che la qualità di una stima si basa sulla combinazione di precisione e accuratezza, tipiche della tecnica applicata. L'**accuratezza** indica quanto il valore stimato sia vicino a quello reale mentre la **precisione** indica il grado di vicinanza di diverse stime ottenute per la medesima popolazione: tanto maggiore è la dispersione delle stime tanto maggiore è l'errore (Fig. 3.2).

Pertanto la precisione è un parametro che deve essere sempre quantificato se l'obiettivo del monitoraggio è quello di rilevare una eventuale tendenza demografica. Ma qual è l'ampiezza della variazione demografica che deve essere considerata biologicamente significativa e tale da indurre una modifica delle scelte gestionali? Non esiste una regola generale per stabilire questo valore né tantomeno quello del livello minimo di cambiamento demografico rilevabile, che deve essere comunque compatibile con le caratteristiche ecologiche della specie d'interesse, in particolare in relazione ai tassi demografici noti e ricavabili dalla letteratura, senza dimenticare che più le variazioni sono contenute più è difficile il loro rilevamento. Non deve essere inoltre trascurata un'attenta valutazione delle possibili diverse conseguenze che scaturiscono dal non rilevare un trend quando questo è in atto.

Infine, la scala temporale di osservazione non è un elemento trascurabile, dal momento che, contrariamente a quanto avviene con frequenza in altri gruppi sistematici, anche d'interesse gestionale (Lagomorfi, Galliformi, ecc.), le variazioni interannuali della demografia delle popolazioni di Ungulati sono generalmente contenute e una serie temporale di almeno tre anni è necessaria per poterne individuare la tendenza, anche se da un punto di vista analitico è difficile rilevare in modo affidabile il trend di una popolazione con meno di cinque osservazioni annuali (Elzinga *et al.*, 2001). Va da sé che la definizione a priori della variazione demografica attesa è di cruciale importanza nella pianificazione degli obiettivi della gestione delle popolazioni.

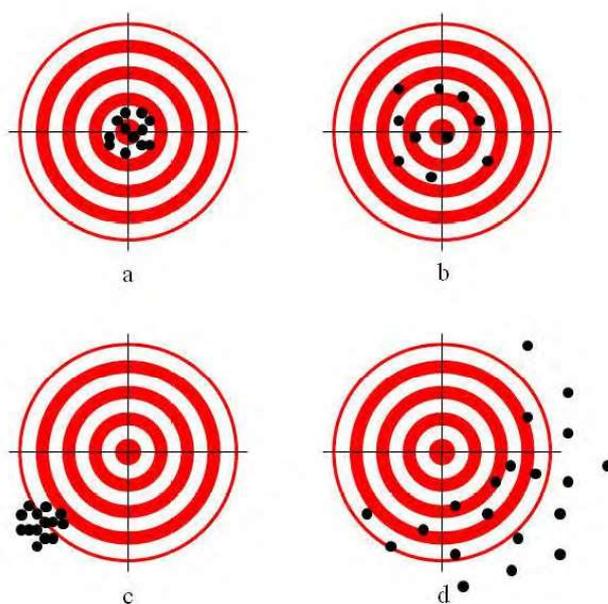


Figura 3.2 - Per spiegare i concetti di accuratezza e precisione si fa spesso ricorso all'analogia con la distribuzione dei colpi in un bersaglio. a: stima accurata e precisa; b stima :accurata ma non precisa; c: stima precisa ma non accurata(le misurazioni presentano un errore sistematico che le colloca tutte nel quadrante di sinistra); d: stima non accurata né precisa.

L'analisi della tendenza della popolazione può essere fortemente compromessa se i dati sono condizionati da fonti di variazione casuali e difficilmente controllabili: le condizioni atmosferiche, l'habitat, il periodo del giorno in cui vengono effettuate le osservazioni e, non ultima, la differenza fra osservatori nella capacità di rilevamento. Per tale ragione, è indispensabile che le procedure di raccolta dei dati di base siano standardizzate e la differenza fra le capacità degli osservatori sia rilevata ed efficacemente corretta.

3.4.1 La potenza statistica

Considerato che raramente si dispone di conte complete e che più frequentemente si utilizzano indici o stime di popolazione, è necessario valutare, in base alla qualità dei dati a disposizione, se si è in grado di rilevare una variazione demografica. Esiste infatti una certa probabilità di concludere che sia in atto una variazione quando invece questa non si verifica. La probabilità che ciò accada è definita p ed è di solito restituita dai test statistici applicati. Se, confrontando due valori, si ottiene un valore di $p=0,30$, questo indica che esiste una probabilità del 30% di ottenere i risultati osservati anche se nessuna variazione demografica è in atto. Generalmente si stabilisce un livello soglia di p al di sotto del quale i risultati vengono considerati attendibili (statisticamente significativi). Tale soglia si colloca arbitrariamente intorno ad un valore di $p=0,05$, ma in realtà dovrebbe essere calibrata sulle conseguenze che commettere un errore di valutazione può comportare per la popolazione oggetto di interesse.

In statistica, quando si giunge alla conclusione che è presente una variazione demografica quando questo è falso, si commette un errore di tipo I che si verifica con una probabilità denominata α , mentre se non si riesce a rilevare un cambiamento quando invece questo è in atto si commette un errore di tipo II che si verifica con una probabilità denominata β :

	NON C'È STATA ALCUNA VARIAZIONE	LA VARIAZIONE È REALE
IL SISTEMA DI MONITORAGGIO RILEVA UN CAMBIAMENTO	ERRORE DI TIPO I (α)	NESSUN ERRORE POTENZA ($1-\beta$)
IL SISTEMA DI MONITORAGGIO NON RILEVA VARIAZIONI	NESSUN ERRORE ($1-\alpha$)	ERRORE DI TIPO II (β)

Generalmente si stabilisce un valore di β compreso fra 0,5 e 0,10 come massimo rischio accettabile di commettere un errore di tipo II; la potenza statistica, ossia la capacità di rilevare un trend quando questo è effettivamente presente, è allora pari a 0,95-0,9 e si ricava da $1-\beta$. Un'elevata potenza statistica si ottiene con valori di $1-\beta$ prossimi a 1, corrispondenti ad un basso rischio di non rilevare un cambiamento quando questo è in atto.

Il concetto di potenza statistica è di particolare rilevanza ai fini della gestione delle popolazioni, poiché informa sulla solidità delle conclusioni cui si giunge analizzando i dati. La potenza statistica è legata a 4 parametri fondamentali:

n : il numero di campioni.

r : il tasso di cambiamento rilevabile della quantità misurata (in questo caso la consistenza di popolazione).

s : la deviazione standard, una misura della precisione associata alla quantità misurata.

α : la probabilità di commettere un errore del tipo I.

I suddetti parametri si pongono in relazione tra loro in maniera differente (per i dettagli si veda Gerrodette, 1987) in funzione della relazione esistente fra la variabilità del campione e la misura del parametro considerato (in questo caso la consistenza della popolazione). La potenza statistica aumenta quanto più marcata è la variazione demografica (con l'aumentare di r), quanto più numerosi sono i campioni (n) e quanto più precise sono le stime di popolazione (al diminuire della deviazione standard). Quindi la potenza statistica può essere aumentata anche incrementando le unità di campionamento e/o diminuendo il livello di variabilità, che in ultima analisi si traduce in una modifica del disegno di campionamento. La potenza statistica riflette tipicamente la precisione di un metodo piuttosto che la sua accuratezza. Se l'obiettivo del piano di monitoraggio è il rilevamento della tendenza demografica nel tempo, occorre stabilire il tasso minimo di cambiamento che si vuole rilevare e la scala temporale cui riferirlo. In linea generale minore è l'entità del cambiamento che si vuole rilevare, maggiore è il numero di campioni necessario alla sua rilevazione; analogamente se la scala temporale di osservazione è ridotta sarà necessario un numero di campioni particolarmente elevato.

Stime accurate e precise della variabile demografica (consistenza o indici) considerata sono dunque necessarie per rilevare la tendenza della popolazione. L'accuratezza può essere migliorata correggendo gli errori legati, ad esempio, all'osservabilità degli animali. La precisione è quantificata dalla varianza e può essere migliorata aumentando il numero delle repliche, aumentando il numero

delle aree campionate o stratificando il campione per quegli ambienti in cui è attesa una varianza più contenuta. Il concetto di varianza associata alle stime di consistenza include infatti due componenti: una varianza di tipo geografico, legata alla dispersione degli animali sul territorio e al tipo di campionamento, sulla quale è possibile intervenire, ed una tipica del metodo di stima.

La stima della precisione e dell'accuratezza è indispensabile quando si vogliono confrontare gli andamenti demografici di popolazioni diverse e la dinamica di una determinata popolazione nel tempo; in assenza di questi attributi i valori ottenuti rappresentano solo un "inventario" delle popolazioni in un determinato contesto ambientale.

Non va infine dimenticato che l'analisi della potenza statistica in fase di pianificazione consente di stabilire obiettivi realistici in termini di variazioni demografiche rilevabili, data la distribuzione e la consistenza della popolazione e le risorse economiche a disposizione. L'analisi della potenza in fase di elaborazione dei dati permette invece di stabilire il livello di attendibilità dei risultati, considerati i dati a disposizione e la variabilità associata.

Per eseguire un'analisi della potenza possono essere utilizzati diversi software *open source* scaricabili presso i seguenti siti:

<http://nhshbig.inhs.uiuc.edu/wes/populations.html> (Monitor)

<http://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740> (Trends)

<http://www.psych.uni-duesseldorf.de/aap/projects/gpower/> (G*Power).

3.5 La quantificazione delle dimensioni della popolazione: abbondanza relativa ed assoluta

L'abbondanza assoluta si riferisce al numero totale degli individui di una popolazione in una determinata area, ne rappresenta una conta completa (censimento) e costituisce un obiettivo molto ambizioso e difficilmente perseguibile in condizioni naturali. Si ritiene generalmente che una stima di tale valore possa essere ottenuta utilizzando metodi che quantificano ed applicano la probabilità di rilevamento β , attraverso sistemi di catture e ricatture (CMR), oppure attraverso un'analisi delle distanze di rilevamento degli individui rispetto al rilevatore (*Distance sampling*). Tali tecniche tuttavia risultano spesso impraticabili su larga scala e/o producono stime sufficientemente accurate e precise della consistenza della popolazione solo in determinate condizioni. Esistono poi metodi di conta diretta che si pongono l'obiettivo di effettuare un conteggio totale ed esaustivo (assoluto) sull'intera area di distribuzione della popolazione sottoposta al conteggio stesso, caratterizzati da percentuali di sottostima più o meno alte a seconda della specie, del periodo e delle caratteristiche dell'area sottoposta a conteggio. Tali metodi, fra i quali ricordiamo le conte da punti di vantaggio, il *block count* e i conteggi notturni con fonti luminose, gli indici chilometrici di abbondanza, forniscono indici della dimensione della popolazione (abbondanza relativa) che generalmente non possono essere convertiti in valori di densità assoluta. L'applicazione di alcuni metodi indiretti, basati sulla rilevazione dei segni di presenza delle specie, può produrre risultati in termini di densità assoluta attraverso precise relazioni matematiche che legano i segni di presenza alla popolazione di appartenenza. Qualora non sia possibile correggere le conte parziali o ricondurre i segni di presenza al corrispondente numero di animali, si dispone dunque di indici di densità relativa, la cui validità si basa sull'assunto che il valore dell'indice sia correlato con la reale consistenza della popolazione, secondo relazioni non obbligatoriamente lineari, ma note. Se non si conosce la relazione che lega l'indice alla densità reale della popolazione esso non consente di stimarne la dimensione. Inoltre, nell'applicazione degli indici è necessario rispettare un altro assunto cruciale: la proporzionalità con la densità reale deve rimanere invariata nel tempo. Alcuni autori (Skalsky *et al.*, 2005) ritengono che gli indici possano essere utilizzati per valutare le tendenze generali delle popolazioni ma che siano inadeguati se utilizzati per la verifica di ipotesi più complesse relative ai processi demografici. Gli indici non ci informano dunque sulla densità assoluta di una popolazione ma il loro utilizzo rappresenta un buon approccio per il rilevamento su larga scala della presenza di specie difficilmente censibili o per il monitoraggio delle tendenze di popolazione nel tempo. Fortunatamente buona parte delle problematiche relative alla gestione delle popolazioni animali possono essere affrontate utilizzando indici di abbondanza relativa, mentre una stima accurata dell'abbondanza assoluta è necessaria per studiare le complesse relazioni esistenti fra densità e parametri demografici come la sopravvivenza, la riproduzione, l'emigrazione o l'immigrazione (Caughley 1977).

Un'altra importante distinzione riguarda la differenza fra la conta completa e la stima di popolazione. Laddove la dimensione della popolazione non derivi da una conta completa, non si

ottiene il numero di individui della popolazione bensì una sua stima, ossia un'approssimazione del valore della dimensione demografica. La qualità della stima dipende non solo dall'appropriatezza dei metodi adottati ma anche dalla strategia e dallo sforzo di campionamento messi in campo. L'applicazione di questi concetti è di importanza basilare nei programmi di monitoraggio su ampia scala. In questo contesto occorre ricordare che la rappresentatività delle aree campione e l'intensità del campionamento condizionano il livello di approssimazione delle stime.

L'uso delle stime di popolazione a fini gestionali non può evidentemente prescindere da un controllo della qualità dei dati raccolti, sulla base della corretta applicazione dei metodi e delle strategie di campionamento, e dalla valutazione della loro affidabilità, ossia dall'ampiezza dell'errore associato.

3.6 Metodi di cattura-marcatura-ricattura (CMR)

Il metodo si basa sul concetto di fondo secondo il quale il numero di animali catturato e marcato (reso individualmente riconoscibile) in una determinata occasione rappresenta un campione di dimensione nota della popolazione cui appartiene, possiede uguale probabilità di ricattura (o avvistamento) dei soggetti non marcati e che la proporzione degli individui marcati nel campione sottoposto a conteggio rappresenta una stima della proporzione di animali marcati nell'intera popolazione; la proporzione degli stessi animali – opportunamente marcati affinché siano riconoscibili – catturati in un'occasione successiva rappresenta un valido stimatore della probabilità di cattura, p .



Figura 3.3 - L'apposizione di marche auricolari secondo una combinazione univoca di colori e/o numeri consente il riconoscimento individuale dei soggetti – Foto di Andrea Dal Pian.

Questo stimatore può essere applicato per definire la dimensione dell'intera popolazione, N , purché la frazione di animali catturati e marcati sia distribuita in modo casuale nella popolazione oggetto del monitoraggio. Le catture e le marcature possono essere attuate in modi molto diversi: è infatti possibile effettuare vere e proprie catture con apposizione di marchi e successive ricatture anche solo di tipo visivo, catture/ricatture visive con definizione di marchi non artificiali ma riconducibili a caratteristiche individuali uniche e facilmente rilevabili, catture/ricatture basate su campionamento non invasivo e tipizzazione genetica.

In genere, nel caso degli Ungulati, viene applicato il caso specifico dei modelli di "marcatura – riavvistamento" (*mark – resight*). I soggetti vengono catturati una sola volta e dotati di marche/collari o di trasmettitori VHF/GPS che li rendono individualmente riconoscibili (Fig. 3.3). Ciascuna successiva "occasione" di ricattura è rappresentata dal riavvistamento e riconoscimento del soggetto stesso durante i conteggi ripetuti previsti dal piano di campionamento.

L'indice di Lincoln, conosciuto anche come stimatore di Lincoln-Petersen, rappresenta l'impalcatura teorica dalla quale sono derivati tutti i

modelli di CMR più complessi e sofisticati.

L'indice di Lincoln-Petersen può essere applicato solo quando le occasioni di cattura sono due, mentre con un numero maggiore di eventi di cattura si applicano altri modelli, in grado di rispondere diversamente al rispetto dei principali assunti. La consistenza della popolazione è stimata a partire dalla seguente semplice formula:

$$m_2 : n_2 \approx n_1 : N$$

dove:

n_1 ed n_2 sono il campione di individui catturati e marcati rispettivamente alla prima ed alla seconda occasione;

m_2 è il numero di individui che, fra gli n_2 , sono già marcati al momento della ricattura. N è la dimensione della popolazione.

Seguendo gli assunti, la proporzione di individui marcati catturati alla seconda occasione dovrebbe essere uguale alla proporzione di individui marcati in popolazione. Dall'uguaglianza fra i due rapporti può essere ricavato N , unico parametro sconosciuto. Tuttavia, il risultato è viziato per piccoli campioni (ad esempio, se il numero di ricatture è nullo, N è uguale a zero) e Chapman (1951) ha proposto la seguente formula alternativa:

$$\hat{N}_c = \left[\frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} \right]$$

dove la quantificazione della varianza associata consente di stabilire il grado di precisione della stima. La frazione di animali marcati sul totale della popolazione condiziona la variabilità associata alle stime di N . Se il numero di marcati è molto contenuto si produrranno stime con un alto margine di incertezza; se tale risultato non risponde in modo soddisfacente al livello di precisione richiesto, è possibile aumentare la precisione incrementando il numero delle occasioni di ricattura e/o il numero di animali marcati.

Gli assunti su cui si basa il modello di Lincoln- Petersen sono:

- 1) **La popolazione deve essere chiusa** (geograficamente e demograficamente). Eventi che generano una variazione demografica (nascite/ morti, immigrazione/emigrazione) devono essere nulli o trascurabili. Tale assunto può essere rispettato se gli intervalli fra occasioni successive di cattura sono adeguatamente brevi. In presenza di occasioni di cattura (k) >2 , sono stati elaborati modelli applicabili anche a popolazioni aperte (Jolly Seber).
- 2) **Tutti gli individui sono ugualmente catturabili in ciascuna delle occasioni di cattura previste.** La condizione in cui ciascun individuo ha una propria probabilità di cattura viene definita eterogeneità. In presenza di eterogeneità, le ricatture saranno condizionate dalle maggiori probabilità di cattura di alcuni individui, aumentando il valore di m_2 e generando un vizio negativo nella stima di N . Possibili deviazioni da questo assunto sono determinate sia dalla eterogeneità legata alla classe sociale (definita per sesso ed età), sia da risposte comportamentali alla cattura tali da generare ripulsa o attrazione, sia da variazione delle condizioni ambientali in grado di influire sull'efficienza di cattura.
Gli effetti dell'eterogeneità possono essere limitati variando, ad esempio, il sistema di cattura, ma in genere è difficile che questo assunto sia rispettato. Tuttavia in fase di analisi dei dati molti modelli sono in grado di tenere conto delle diverse fonti di variazione delle probabilità di cattura, anche se nessuna procedura statistica è in grado di limitare l'errore sistematico che si genera nei casi in cui un'elevata frazione della popolazione non risulti catturabile. Un elenco dei possibili modelli per popolazioni chiuse in grado di gestire l'eterogeneità di diversa origine è offerto dal software CAPTURE.
- 3) **I marchi non sono persi o non rilevati.** Le modalità di marcatura devono essere appropriate alla specie. I marchi possono rendere i soggetti individualmente riconoscibili (marche auricolari individuali, collari) o riconoscibili in base alla occasione di cattura (marche di colore differente a seconda dell'occasione di cattura). Solitamente nel monitoraggio delle popolazioni di Ungulati attraverso metodi di CMR si ricorre alle catture ed all'apposizione di marchi che rendono individualmente riconoscibili i soggetti e le ricatture sono sempre di tipo visivo (*mark-resight*, l'individuo è "catturato" ed identificato a vista). Il limite principale di questa variante del CMR è che la cattura e la marcatura del campione avviene solitamente una volta sola e che i soggetti non marcati avvistati nelle occasioni successive non possono venire marcati. Alcuni modelli implementati nel software Mark producono una stima di popolazione anche se i soggetti marcati non sono riconosciuti individualmente, ma solo come marcati.

Nei casi in cui la popolazione non possa considerarsi chiusa, si ricorre al modello Jolly-Seber che consente la stima di popolazione in ciascuna occasione di campionamento (vale a dire di cattura o ricattura), quantificando anche la sopravvivenza ed i tassi di nascita (e di immigrazione). Questo modello è soggetto al rispetto degli assunti 2 e 3 menzionati in precedenza, ai quali si aggiungono i seguenti:

- 1) **Ciascun individuo** marcato presente nella popolazione immediatamente dopo una occasione di cattura **ha la stessa probabilità di sopravvivenza fino alla occasione successiva.**
- 2) **Ciascun individuo ha la stessa probabilità di emigrare e l'emigrazione è permanente.**
- 3) **Le probabilità di cattura e sopravvivenza degli individui non sono correlate fra di loro.**

Infine, nei sistemi misti, ossia quando si effettua un monitoraggio a lungo termine, in cui si alternano momenti in cui la popolazione è chiusa a quelli in cui è aperta, si può ricorrere a modelli specifici implementati nel programma MARK.

Attualmente sono disponibili diversi software gratuiti in grado di generare stime di popolazione basate su modelli di CMR; i più largamente applicati, che offrono anche la maggiore versatilità analitica sono i programmi MARK e Capture. Questi software vengono costantemente aggiornati, aumentandone le potenzialità di analisi, sia in relazione ai modelli applicati che alla dimensione del campione e sono reperibili presso il sito internet dell'Università del Colorado (<http://warnercnr.colostate.edu/~gwhite/software.html>) che fornisce anche i corrispondenti manuali e una vasta bibliografia sull'argomento.

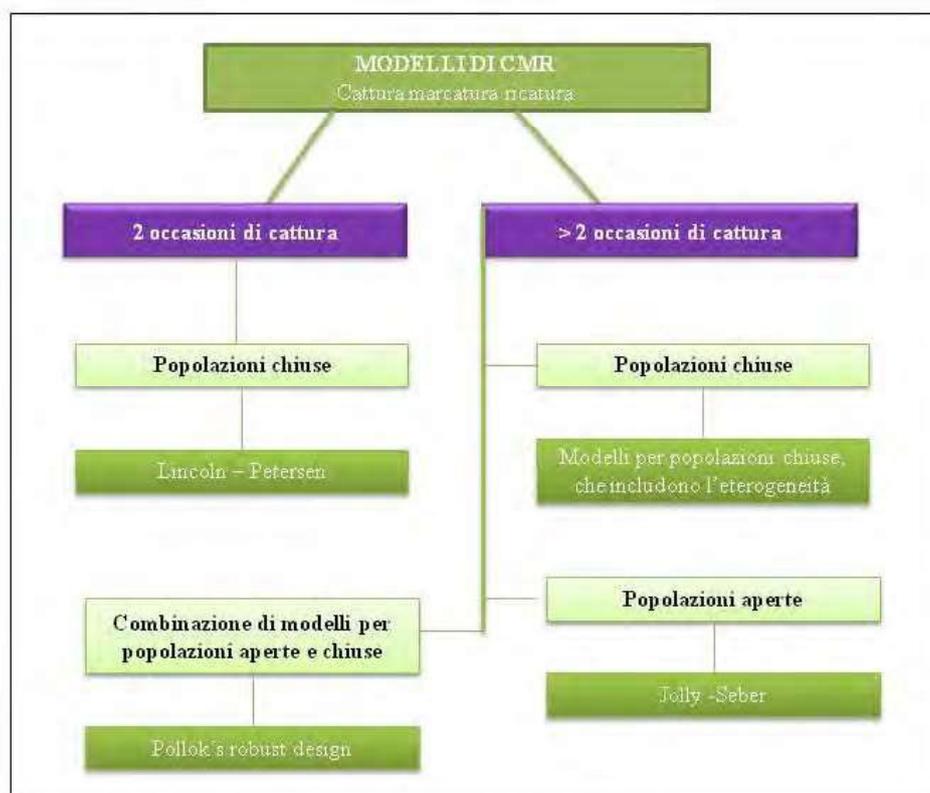


Figura 3.4 - Prospetto schematico delle relazioni esistenti fra le classi di modelli CMR (da Lancia et al., 2005, modificato).

3.6.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

L'applicazione dei protocolli CMR è solitamente molto costosa ed impraticabile su ampia scala e pertanto deve essere attentamente valutata in base al rapporto costi-benefici e alla luce degli obiettivi perseguiti e dell'accuratezza dei risultati richiesta. E' possibile tuttavia prevederne l'utilizzo in alcune aree rappresentative e utilizzare i risultati sia per quantificare la sottostima, sia come indicatori informativi della tendenza delle popolazioni riferita ad una più ampia scala spaziale. Solitamente i protocolli di CMR sono applicati laddove si richieda una qualità del dato di popolazione adeguata a testare ipotesi complesse relative ai processi ecologici, come ad esempio le modalità di dipendenza dalla densità dei parametri demografici. Nella gestione corrente è solitamente accettabile uno standard qualitativo inferiore, sempre che sia assicurata la coerenza tecnica e la correttezza dei metodi applicati.

L'applicazione del *mark-resight* richiede l'impiego di personale appositamente preparato per lo svolgimento delle attività di campo (Fig. 3.5) e di professionalità specifiche per la parte analitica.

La scelta dei materiali più appropriati per la realizzazione delle catture e per la marcatura è parte integrante della fase di pianificazione. La modalità di cattura deve essere selezionata in base alla compatibilità con le caratteristiche della specie ed in funzione delle diverse fasi biologiche nel ciclo annuale ma anche sulla base dell'efficienza, che dovrebbe essere tale da assicurare la marcatura di un congruo numero di individui. E' preferibile prevedere la realizzazione di sessioni di cattura periodiche in modo tale da sostituire gli individui deceduti o emigrati in modo permanente ed avere così un adeguato campione di soggetti marcati in ciascuna sessione di monitoraggio.



Figura 3.5 - L'applicazione del CMR richiede la cattura e la manipolazione dei soggetti. A sinistra, recinto utilizzato per la cattura di esemplari di Cervo – Foto di Elisabetta Raganella (ISPRA). A destra, cervi dotati di marche auricolari e collari (non radio) colorati e provvisti di catarifrangenti in modo da massimizzare i riconoscimenti individuali durante i conteggi primaverili notturni con fonti luminose – Foto Archivio Parco Nazionale dello Stelvio.

Per quanto attiene la scelta dei marchi per il riconoscimento individuale va osservato che nel caso degli Ungulati è possibile apporre collari contrassegnati in modo univoco tramite combinazioni di numeri, lettere e/o di bande colorate. L'apposizione di collari dotati di tecnologia VHF e/o GPS facilita il rilevamento e la conseguente quantificazione dei soggetti marcati presenti al momento dei conteggi. In alternativa, possono essere utilizzati collari colorati e univocamente numerati o marche auricolari che, applicate secondo combinazioni univoche di colori e/o numeri, consentono l'identificazione a distanza. In tal caso, in fase analitica sarà necessaria una quantificazione delle probabilità di ricattura di ciascun individuo, dal momento che non può essere nota con certezza la presenza dei soggetti marcati all'interno delle aree sottoposte a conteggi.

Il *mark-resight* si applica ai dati raccolti nell'ambito di qualsiasi tipo di conta diretta, purché ripetuta annualmente un congruo numero di volte, variabile a seconda della frazione di popolazione che è

stata marcata (dalle 3 alle 10 “occasioni” di riavvistamento). La registrazione dei dati dovrà includere la rilevazione e l’eventuale identificazione degli animali marcati osservati durante i conteggi, poiché questo consente di analizzare i dati secondo le modalità previste dal *mark resight*. In caso siano disponibili animali radio marcati, la loro presenza all’interno dei settori di osservazione deve essere verificata e registrata poco prima dell’inizio dei conteggi. Un esempio di applicazione pratica di *mark resight* ad una popolazione appenninica di Capriolo è discusso nel paragrafo dedicato alle conte dirette (Par. 3.8).

3.7 Metodi basati sulla misurazione delle distanze (*Distance sampling*)

Questi metodi utilizzano dati derivanti dalle conte incomplete e dalle misurazioni della distanza fra osservatore e individui o gruppi per stimare la densità di popolazione. Il valore delle distanze è utilizzato per stimare la probabilità di rilevamento, applicata poi per correggere le conte incomplete (Buckland *et al.*, 1993, 2001).

Le unità di campionamento possono essere puntiformi o transetti lineari. Le modalità di analisi e gli ambiti applicativi sono diversi; i transetti lineari sono da considerarsi più appropriati e sono solitamente utilizzati per la stima di popolazione degli Ungulati. Un buon disegno di campionamento è cruciale per ottenere risultati affidabili e deve dunque essere coerente con i principi generali già esposti nel par. 3.3.2. La raccolta dei dati prevede che un osservatore che si muove lungo un transetto lineare registri gli individui isolati ed i gruppi di individui avvistati su entrambi i lati del transetto, misurandone la distanza di avvistamento dal transetto. Dal momento che la distanza perpendicolare x è utilizzata per ottenere la stima, è essenziale che essa sia misurata o, considerato che raramente è possibile tale misurazione sul campo, che sia misurata la distanza radiale r e l’angolo, necessari per il calcolo di x (Fig. 3.6). Tale distanza è utilizzata per generare una funzione di avvistamento (*detection function*), muovendo dal presupposto che la probabilità di avvistamento diminuisce per distanze crescenti rispetto all’osservatore. Le distanze misurate in tutte le unità di campionamento sono utilizzate per calcolare la funzione di avvistamento, da cui si stima la frazione di animali non visti. La stima di densità si ottiene dalla formula seguente:

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL \cdot \hat{P}_a}$$

dove:

\hat{D} è la stima di densità della popolazione;

n è il numero di animali avvistati entro una striscia ai lati del transetto di larghezza w ;

\hat{P}_a è il valore della probabilità di avvistamento;

w è la larghezza media dei transetti selezionata in base alla troncatura della *detection function*;

L è la lunghezza totale dei transetti.

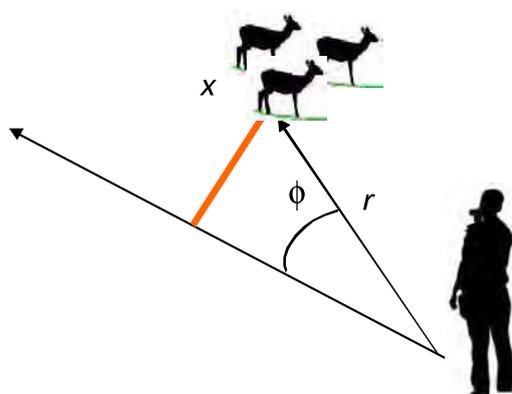


Figura 3.6 - Rilevamento dei dati ai fini dell’applicazione del distance sampling. r : distanza radiale e Φ angolo di rilevamento necessari per il calcolo di x : distanza perpendicolare. Un gruppo equivale ad un’osservazione.

La probabilità di avvistamento, variabile a seconda della specie, del periodo e delle caratteristiche dell'area, come accennato sopra, viene stimata sperimentalmente misurando tutte le distanze degli animali osservati e ipotizzando una relazione inversa tra probabilità e distanza (più un animale è lontano, meno sarà probabile il suo avvistamento). Dalla stima della *detection function* ($g(x)$) è possibile risalire alla stima della probabilità di avvistamento nella striscia di ampiezza "w" dei transetti percorsi:

$$\hat{P}_a = \frac{\int_0^w g(x)dx}{w}$$

La formula indica che la stima della densità è direttamente proporzionale alla probabilità che gli animali siano rilevati sul transetto. L'elemento chiave della stima di densità attraverso il *distance sampling* è la quantificazione della *detection function* che condiziona le proprietà statistiche della stima. Il *distance sampling*, analogamente al CMR, permette di ottenere una quantificazione della probabilità di avvistamento (β , \hat{P}_a), e, conseguentemente, di avere una stima robusta delle "sottostime" connesse alle attività di conteggio.

L'applicazione corretta del *distance sampling* è condizionata al rispetto di tre assunti principali:

1. Tutti gli individui presenti sul transetto sono rilevati (a distanza "zero" dal transetto la probabilità di avvistamento è uguale a 1).
2. Gli animali non si spostano prima di essere visti. Eventuali movimenti, se presenti, devono essere lenti e casuali rispetto a quelli dell'osservatore e relativamente infrequenti (ricorrenza inferiore al 5% - Buckland *et al.*, 1993). Sistemati movimenti di allontanamento o avvicinamento degli animali rispetto al transetto determineranno rispettivamente una sottostima o una sovrastima della densità. Gli spostamenti possono essere rilevati dal grafico delle distanze di rilevamento.
3. Le distanze di rilevamento e gli angoli sono misurati senza errore. Se gli errori di misurazione sono contenuti e casuali è tuttavia possibile ottenere stime di densità attendibili, purché il campione sia numeroso.

3.7.1 Protocollo di applicazione



Figura 3.7 - Immagine di un Daino ripresa all'infrarosso. L'uso delle termocamere è spesso associato all'applicazione del *distance sampling* – Foto di Barbara Franzetti (ISPRA).

La realizzazione di uno studio pilota aiuta a mettere in luce gli aspetti più importanti per garantire dati di base di qualità. Dal momento che la misurazione delle distanze svolge un ruolo chiave per l'applicazione del metodo, particolare attenzione deve essere dedicata questo aspetto. Per una veloce e corretta misurazione delle distanze occorre dotarsi di un telemetro corredato di bussola direzionale e di clinometro, utilizzato per misurare il dislivello fra l'operatore e gli individui osservati. La posizione dell'operatore è rilevata attraverso un GPS. Il *distance sampling* viene realizzato nelle ore della giornata in cui gli animali sono maggiormente attivi, quindi nelle prime ore di luce ed in quelle crepuscolari, ma può essere realizzato anche durante le ore notturne (Fig. 3.7), anche se in questo caso è necessario dotarsi di una strumentazione più sofisticata (visori ad intensificazione di luce

o termocamere). Generalmente, quando, durante la percorrenza del transetto, viene rilevato un gruppo, si procede alle misurazioni più importanti ai fini della stima (distanza, angolo ed inclinazione), alla quantificazione della numerosità del gruppo ed alla classificazione dei suoi componenti ed, infine, alla registrazione della posizione tramite GPS. Esempi di applicazione del *distance sampling* alla stima di popolazione degli Ungulati in diversi contesti ambientali italiani ed una disamina delle problematiche connesse sono riportate in Franzetti & Focardi (2006).

3.7.2 Analisi dei dati

Il programma DISTANCE (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>, a cui si rimanda per i necessari approfondimenti) è stato appositamente studiato per sviluppare adeguati piani di monitoraggio mediante *distance sampling* ed elaborarne i risultati. Lo sviluppo teorico del metodo è in continua evoluzione, per estenderne l'applicazione a situazioni più complesse e conseguentemente anche il software è soggetto a continui miglioramenti.

3.8 Conte dirette

La tecnica dei conteggi diretti, si basa sull'osservazione, conteggio ed eventualmente classificazione (per sessi e classi di età) degli individui, generalmente negli habitat elettivi e nelle ore di maggiore attività.

La modalità di applicazione delle conte dirette varia in funzione della specie e dell'ambiente; si ascrivono a questa categoria almeno 4 tipi diversi di tecniche:

- le conte da punti di vantaggio;
- i *block-counts* (conteggio per osservazione diurna da percorsi e postazioni in comprensori parcellizzati);
- le conte in battuta;
- i conteggi lungo transetti lineari;
- i conteggi notturni con faro.

3.8.1 Conte dirette da punti di vantaggio

La realizzazione delle conte dirette da punti di vantaggio è possibile laddove l'habitat sia caratterizzato da una sufficiente estensione di aree nelle quali la contattabilità visiva degli animali è massima. Generalmente buoni risultati si ottengono dove più del 50% del territorio sia rappresentato da aree aperte e caratterizzato da un elevato grado di eterogeneità ambientale in termini di frammentazione dei diversi *patch* ambientali e di prevalenza degli ecotoni. Nel caso in cui sia presente una maggiore copertura di bosco o macchia, la differenza tra il campione osservato e la consistenza reale della popolazione potrebbe essere consistente ed i risultati ottenuti ne risulteranno necessariamente condizionati. Questa tecnica è ampiamente applicata per la valutazione della consistenza delle popolazioni di Cervidi e nasce con l'intento di addivenire ad una conta completa (abbondanza assoluta) degli individui appartenenti ad una popolazione, tanto che nel linguaggio corrente si indicano le conte dirette come "censimenti". Nella realtà, tuttavia è pressoché impossibile che con la sola osservazione diretta si ottenga una conta completa e quindi l'uso del termine "censimento" è inappropriato.

3.8.1.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

In fase di pianificazione occorre identificare su carta topografica i settori di conta che andranno selezionati in modo tale che la loro dimensione rappresenti il miglior compromesso fra personale disponibile per l'ispezione delle aree aperte in essi incluse e l'unità di popolazione oggetto della campionamento. L'unità territoriale minima di gestione della popolazione varia in funzione della specie e può essere ripartita in settori di conta in cui realizzare i conteggi con le modalità di seguito espone. In linea teorica, i settori di conta devono essere selezionati in modo tale che i confini coincidano con elementi topografici (creste, fiumi, strade, ecc.) che possano svolgere la funzione di

barriere semipemeabili, al fine di ridurre il più possibile doppi conteggi di animali in spostamento fra aree adiacenti (Mayle *et al.*, 1999); per ridurre ulteriormente questo rischio è utile che gli osservatori impegnati nella medesima area possano comunicare tra loro tramite radio o telefono portatile. Qualora non sia possibile eseguire le osservazione contemporaneamente su tutto il territorio, è possibile selezionare un certo numero di settori in maniera casuale fra tutti quelli potenziali identificati su carta. Questa procedura garantisce anche l'ispezione di aree a bassa densità di popolazione, generalmente oggetto di minor interesse e pertanto spesso trascurate.

Una volta individuati i settori di conta, si procede alla identificazione dei punti di osservazione che saranno distribuiti in modo da garantire la copertura delle aree aperte (parcelle di conta) idonee alla osservazione degli animali. Questa fase richiede una pianificazione su carta topografica o, meglio, su foto satellitare ed una verifica sul campo per accertare l'accessibilità dei punti di osservazione ed il campo visivo effettivo. All'interno di ciascun settore di conta dovrebbe essere garantita la copertura di tutte le aree di estensione minima pari ad un ettaro. Attraverso sopralluoghi di campo andrebbe verificata anche la presenza di veri e propri punti di vantaggio ("*vantage points*" *sensu* Ratcliffe & Mayle, 1992), siti dai quali è possibile ispezionare aree di vasta estensione e di solito dislocati lungo creste o versanti opposti al punto di osservazione (Fig. 3.8 e 3.9). In questo caso occorre tener conto che, in condizioni di buona visibilità e con gli strumenti ottici normalmente utilizzati (cannocchiali con 40/60 ingrandimenti), la distanza massima alla quale è possibile classificare correttamente gli animali varia fino ad un massimo di 1 km per specie come il Cervo ed il Daino, ma risulta più ridotta, 0,5 km, per specie dalle dimensioni più contenute come il Capriolo (Mayle *et al.*, 1999). Le osservazioni possono essere effettuate anche lungo percorsi prestabiliti, avendo cura di selezionare percorsi e punti di osservazione in modo tale che il rischio di mescolamento degli individui fra le aree di osservazione sia minimizzato.

Essendo l'osservabilità degli animali un elemento che pregiudica l'applicabilità del metodo, le conte dirette devono essere realizzate prima della ripresa vegetativa delle essenze forestali nonché in funzione del ciclo biologico di ciascuna specie, ossia quando non siano ancora in atto meccanismi comportamentali in grado di determinare la segregazione degli individui (fase territoriale, stagione dei parti o degli amori). In generale il periodo ottimale si colloca in concomitanza della ripresa vegetativa nelle aree aperte che, a sua volta, dipende dalle caratteristiche climatiche ed altitudinali dell'unità territoriale di gestione in cui si opera (da metà febbraio nelle aree schiettamente mediterranee alla metà di giugno nei settori elevati della catena alpina). Le fasi del ciclo giornaliero in cui concentrare le osservazioni coincidono, in particolare per i Cervidi, con le ore crepuscolari (alba e tramonto) in cui si registrano i picchi di contattabilità legati al comportamento alimentare. Le osservazioni devono avere la durata almeno di due ore (sessione di conta). Questo arco di tempo risulta un buon compromesso fra probabilità di avvistare gli animali ed il loro rimescolamento fra parcelle di conta adiacenti ed entro la stessa area, eventualità che rende più probabili i doppi conteggi, in particolare nelle aree caratterizzate da densità elevate. Nel caso del Capriolo questa durata rappresenta il tempo che intercorre fra la fine di un ciclo di ruminazione e l'inizio di un nuovo ciclo di alimentazione e ciò aumenta le possibilità di contattare gli animali (Ratcliffe & Mayle 1992). Ciascuna parcella di conta deve essere perlustrata sistematicamente con l'ausilio di un binocolo e, in caso venissero rilevati animali, la determinazione della classe di sesso e di età va operata facendo uso di un cannocchiale; entrambi questi strumenti risultano indispensabili. I dati sono registrati su un'apposita scheda cartacea sulla quale sono riportati anche elementi utili al controllo dei doppi conteggi fra settori di conta adiacenti (ora e direzione di spostamento).

Per ciascun settore di conta devono essere eseguite complessivamente almeno 4 sessioni di conteggio (una sessione di conta e tre repliche), al fine di attenuare il rischio che variazioni nel numero degli animali conteggiati siano legati ad eventi casuali (ad esempio condizioni meteo, disturbo antropico, ecc., Ratcliffe & Mayle, 1992). In ogni caso i risultati di una sessione di conta non potranno essere utilizzati se le osservazioni sono avvenute in condizioni meteorologiche sfavorevoli (vento forte, pioggia battente, nebbia, ecc.) e sarà necessario realizzare ulteriori sessioni.

Le quattro sessioni di conta andrebbero completate preferibilmente in un arco di tempo tale da diminuire la probabilità che si verificano processi demografici o modificazioni nell'uso dello spazio che potrebbero causare una variazione dell'entità della popolazione (tendenzialmente pochi giorni consecutivi)



Figura 3.8 - Esempio di due settori di conta (linea verde) adiacenti definita per i conteggi del Capriolo in un'area dell'Appennino forlivese (Tredozio, Forlì-Cesena). I confini coincidono con elementi del paesaggio che possono funzionare da barriera. In questo caso, il monitoraggio di animali radio marcati ha consentito di accertare che la strada di fondovalle ed il fiume limitavano fortemente gli spostamenti degli animali da un versante all'altro. I siti di osservazione sono collocati in prossimità delle aree aperte visibili all'interno dei settori. In questo contesto, il posizionamento di osservatori in uno dei due versanti consentiva un'ampia visibilità nel versante opposto.

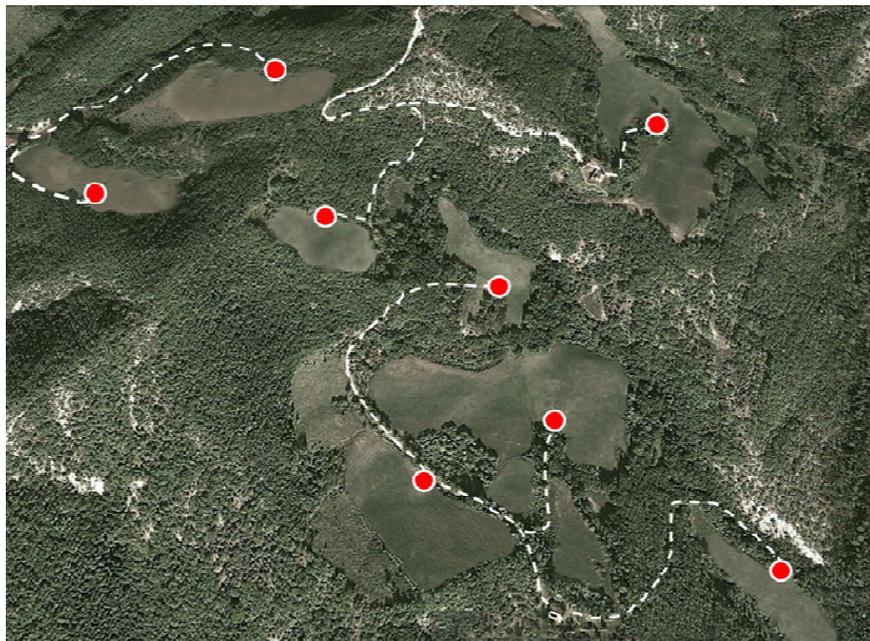


Figura 3.9 - Collocazione dei punti fissi di avvistamento (cerchi rossi) in corrispondenza delle aree aperte ed indicazione dei percorsi per raggiungerli (linee bianche tratteggiate) in un'area collinare. I punti di avvistamento sono scelti in base ai dislivelli, in modo da consentire la massima copertura visiva con il minimo numero di osservatori.

La standardizzazione delle modalità di rilevamento è necessaria al fine di ridurre al minimo la fonte di variabilità legata dall'osservatore. In particolare va assicurata la standardizzazione sia nelle modalità di rilevamento - scansione sistematica dell'area di rilevamento, quantificazione dei gruppi e classificazione dei soggetti – sia nel trattamento di casi particolari. Ad esempio, nel caso di singoli

animali o gruppi che scompaiono dal campo visivo, nuovi gruppi possono essere conteggiati solo valutando attentamente la composizione del gruppo e l'ora di inizio della loro osservazione; occorre pertanto fornire agli operatori indicazioni precise su come trattare questi casi, in particolare qualora permanga il dubbio del doppio conteggio.

Una mappa, anche fotografica, riportante la precisa attribuzione delle aree/parcelle di conta, i punti di vantaggio ed i tragitti lineari dovrebbe essere consegnata a ciascun osservatore prima dell'inizio delle sessioni di conta, in modo tale che sia più facile la corretta collocazione delle osservazioni.



Figura 3.10 - L'utilizzo di altane rende più agevoli le operazioni di osservazione e conteggio degli animali - Foto di Andrea Dal Pian.

3.8.1.2 Analisi dei dati e presentazione dei risultati

I conteggi diretti forniscono la dimensione della **popolazione minima vitale (MNA – minimum number alive)** o il valore medio degli individui (**IPS index of population size, indice della dimensione di popolazione**), per sessione di conta. In particolare si possono calcolare i seguenti indici:

- **MNA.** Questo valore si può ottenere *i)* considerando la sessione di conta in cui è stato contattato il numero massimo di animali *ii)* realizzando una conta composita, ossia considerando il massimo numero di individui osservato in ciascuna classe di sesso ed età nelle diverse sessioni realizzate. Quest'ultima opzione è praticabile solo quando il numero di soggetti indeterminati è assai contenuto, poiché in caso contrario la sottostima rispetto al numero reale di individui presenti risulterebbe ulteriormente accresciuta.
- **IPS.** Questo valore fornisce una quantificazione della varianza temporale fra le sessioni ed è caratterizzato da una deviazione standard (DS) e da un coefficiente di variazione (CV), calcolati come segue:

$$SD = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n}$$

dove \bar{x} è il numero medio di animali per sessione, x_i è il numero totale di animali osservato nella *i*-esima sessione, *n* è il numero totale delle sessioni di osservazione realizzate. Il coefficiente di variazione CV:

$$CV = 100 \frac{SD}{\bar{x}}$$

esprime in percentuale la variabilità associata in funzione della media.

Al valore della dimensione della popolazione si associa anche il calcolo dei parametri di popolazione (rapporto sessi, numero di piccoli per femmina) descritti in seguito. Il calcolo di tali parametri dipende dalle classi di sesso ed età identificabili al momento della realizzazione di conteggi.

Ai fini di una rapida consultazione, i dati ottenuti dalle conte dirette devono essere riassunti in una o più tabelle contenenti:

- ▶ i risultati di ciascuna sessione di conta con indicazione della data e del periodo della giornata (alba o tramonto) in cui sono state svolte. I risultati delle conte devono essere riportati specificando la ripartizione in classi di sesso e di età, includendo gli indeterminati (per sesso, per età o per entrambe le categorie);
- ▶ l'estensione di ciascun settore di conta;
- ▶ il numero di osservatori per ciascuna settore/sessione di conta.

3.8.1.3 Valutazione dei risultati

Nell'ambito della gestione delle popolazioni a fini venatori, la dimensione minima della popolazione rappresenta un dato importante per la programmazione del prelievo e, nell'impossibilità di applicare tecniche più sofisticate di stima, la calibrazione del prelievo sulla MNA può ritenersi accettabile. Benché sia accertato che le conte dirette forniscono valutazioni in difetto rispetto alla reale consistenza, in assenza di una quantificazione oggettiva dell'ampiezza della sottostima, i risultati delle conte dirette devono essere considerati un indice della dimensione della popolazione ed utilizzati come tali, senza apportare alcuna correzione nel tentativo di compensare la sottostima. Le conte effettuate "sul primo verde" infatti fotografano una distribuzione degli individui che non può essere considerata casuale.

Al fine di calibrare gli interventi di gestione per renderli più aderenti agli obiettivi posti e di accertarne gli effetti sulle popolazioni, è indispensabile che gli indici derivati dalle conte dirette siano effettivamente in grado di rilevare le variazioni demografiche in atto. Se i protocolli di applicazione sono rispettati, questa possibilità è concreta. Il numero di ripetizioni necessarie andrebbe calibrato su ciascuna popolazione in ciascun contesto ambientale, possibilmente attraverso uno studio pilota mirato a quantificare la variabilità nel totale degli individui conteggiati in ciascuna sessione e valutando quali sono i requisiti di campionamento necessari per rilevare variazioni demografiche di una determinata entità. In generale, occorre tener presente che nel caso degli Ungulati le variazioni demografiche interannuali sono generalmente molto contenute ed una eventuale tendenza della popolazione è rilevabile solo sul lungo termine, da cui la necessità di assicurare serie temporali di dati demografici sufficientemente lunghe.

Per poter applicare gli indici descritti in questo paragrafo ai fini della gestione delle popolazioni, occorre dunque conoscerne il livello di precisione e la capacità di rilevare una tendenza demografica. Benché la dimensione minima della popolazione possa essere ritenuta sufficiente per la programmazione annuale del prelievo, la possibilità di accertare una tendenza demografica è essenziale ai fini della conservazione nella sua più ampia accezione.

Nella letteratura specializzata sono presenti diversi lavori nei quali entrambi questi elementi sono stati analizzati comparando i risultati con quelli ottenuti applicando un metodo alternativo di riferimento utilizzato per calibrare l'accuratezza degli indici. Per quanto attiene l'accuratezza degli indici IPS o MNA, uno studio condotto sul Capriolo in ambiente appenninico (Iannuzzo *et al.*, 2010) ha rivelato, attraverso un confronto con metodi di riferimento, che i valori sono altamente correlati, anche se la regressione lineare è spesso inadatta a descrivere la relazione esistente fra indice e dimensione della popolazione. Nel caso appena citato, in media l'IPS ed il MNA rappresentano il 66% ed il 79% della consistenza stimata attraverso il *mark-resight*, con alcune differenze a livello locale. L'entità media della sottostima per l'IPS è pari al 34% (range: 21%-62%) e al 21% (6%-54%) per il MNA.

Tabella 3.1 - Consistenza della popolazione di Capriolo per anni e diverse porzioni dell'area di studio, stimata attraverso osservazioni da punti fissi. I dati si riferiscono ad una popolazione dell'Appennino forlivese (Tredozio, FO-CE). I settori sono adiacenti e separati da una strada di fondovalle e da un corso d'acqua. In ciascun anno sono state eseguite quattro sessioni di conta complessive e consecutive per ciascun settore, ad eccezione del 1996 (n=3). MR: stima di popolazione ottenuta tramite mark-resight; MNA: numero minimo di individui vivi ottenuto attraverso la conta composita; IPS: numero medio di individui. CV: coefficiente di variazione riportato in percentuale; MR vs MNA: $F=11,97$, $p=0,004$, $B=0,54\pm 0,2$; MR vs IPS : $F=17,89$, $p=0,001$, $B=0,72\pm 0,17$ (dati sottoposti a trasformazione logaritmica)

Sub-area	Anno	MR	If _{inf}	If _{sup}	MNA	IPS±sd	CV
Collinaccia	1996	133	120	156	108	95±20	21
	1997	114	113	122	112	83±13	15
	1998	94	87	107	84	58±23	41
	1999	77	70	91	67	59±18	30
	2000	74	69	86	66	58±18	31
	2001	73	65	89	58	47±2	4
	2002	52	45	67	40	34±4	11
	2003	50	44	63	41	36±5	14
	2004	65	62	81	61	49±7	14
	Monti	1997	102	90	124	77	73±0,7
1998		143	105	221	68	55±16	28
1999		104	97	119	93	82±9	11
2000		89	82	102	76	71±8	11
2001		100	91	118	86	72±10	14
2002		53	46	70	45	37±8	23
2003		134	93	228	62	51±9	18
2004		73	50	138	39	31±2	7

Pur confermando la tendenza degli indici a produrre valutazioni in difetto della consistenza, tali risultati indicano anche che l'ampiezza della sottostima non può essere generalizzata né per quanto riguarda la consistenza della medesima popolazione nel tempo (ad esempio nel confronto tra anni diversi) né di popolazioni diverse nello spazio (ad esempio due popolazioni adiacenti).

Per quanto attiene l'analisi dell'andamento demografico delle due popolazioni, nell'area di Collinaccia la tendenza, rilevabile anche a vista nei dati del grafico, è confermata sia dai dati di MR sia dagli indici di popolazione. Nell'area di Monti invece l'ampiezza della variabilità dei dati non consente di trarre conclusioni definitive.

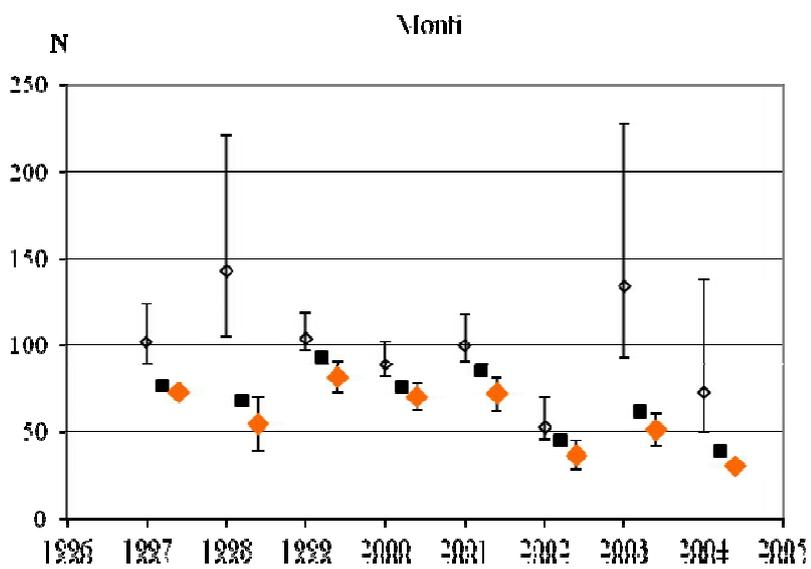
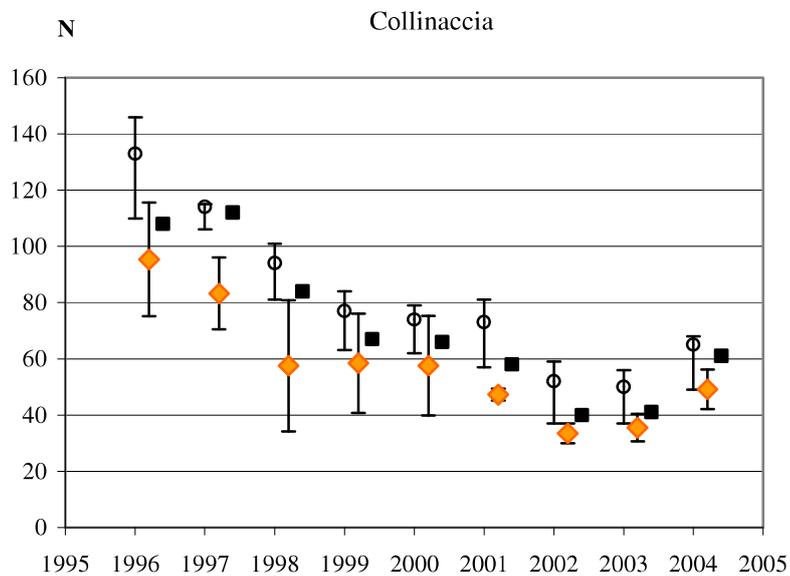


Figura 3.11 - Andamento della popolazione di Capriolo dell'Appennino forlivese negli anni, secondo gli indici (quadrato pieno: MNA, rombo arancione: IPS) ed il metodo di riferimento MR (cerchio). Gli indici forniscono una valutazione in difetto della reale dimensione della popolazione.

3.8.2 Block count

La tecnica del block count (Maruyama e Nakama, 1983) è ampiamente applicata per la stima degli Ungulati alpini, del Muflone e del Camoscio appenninico (Jacobson *et al.*, 2004). I conteggi avvengono effettuando osservazioni nelle parti aperte dei versanti (praterie primarie e secondarie, pareti rocciose, nevai, radure presenti nelle fasce forestali e negli arbusteti). Anche questa tecnica, come quella vista in precedenza, prevede il rilevamento simultaneo degli animali condotto da più osservatori tra loro coordinati, ma la fase di pianificazione (scelta delle aree, ecc.) è calibrata sulle caratteristiche di aggregazione e distributive delle specie alpine, che solitamente formano colonie legate a specifici massicci montuosi. Il *block count* pertanto rappresenta una tecnica di monitoraggio estensivo dell'areale di ciascuna popolazione.

3.8.2.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

Il *block count* può essere definito un conteggio per osservazione diretta tramite cerca e aspetto combinati (conteggio esaustivo per osservazione diretta diurna, in comprensori omogenei settorializzati e parcellizzati lungo percorsi prestabiliti e/o da punti fissi" - ONCFS, 1985; Tosi & Scherini, 1991). Il conteggio deve essere effettuato sull'intera area di distribuzione della popolazione (unità di popolazione = comprensorio, da non confondersi con il comprensorio alpino, cap. 4) in quanto le specie per cui la tecnica viene impiegata hanno una distribuzione tipicamente aggregata che mal si adatta ai monitoraggi per aree campione. La tecnica richiede un elevato sforzo di pianificazione che non può prescindere da una conoscenza preliminare delle aree tradizionalmente frequentate dalla popolazione. La suddivisione spaziale delle unità territoriali di interesse segue un ordine gerarchico. E' infatti necessario che sia individuato il comprensorio che contiene l'unità di popolazione, costituita da una o più colonie, sufficientemente isolata rispetto a popolazioni vicine. Nel comprensorio i conteggi sono sempre effettuati in modo esaustivo e contemporaneo, assegnando a ciascun operatore una precisa parcella di conteggio, che viene ispezionata percorrendo più frequentemente tragitti lineari prestabiliti di lunghezza variabile in funzione della topografia, dell'accessibilità e dell'habitat, ma anche utilizzando punti fissi di osservazione, posti in punti strategici, spesso sul versante opposto a quello da sottoporre a osservazione. Ciascuna parcella di conteggio viene individuata su base cartografica basandosi su elementi morfologici che ne facilitino il riconoscimento in campo. È importante predisporre una idonea cartografia, da consegnare a ciascun osservatore, che riporti in modo chiaro i confini della parcella da sottoporre a conteggio ed il percorso/punti fissi di osservazione da seguire, in modo da garantire la migliore standardizzazione del metodo.

Nel caso in cui non fosse possibile sottoporre a conteggio l'intero comprensorio in un'unica sessione contemporanea, lo stesso viene suddiviso in settori di osservazione da ispezionare in giornate successive, e pertanto sufficientemente isolati da ritenere minime le possibilità di spostamento degli animali da un settore all'altro durante il periodo necessario a ispezionare l'intero comprensorio (Tosi e Scherini, 1991). Gli elementi del paesaggio utili a delimitare i settori sono le strade di fondovalle ma anche le aree poco frequentate quali ghiacciai, nevai e pietraie estese. Per la realizzazione dei conteggi, i settori sono suddivisi a loro volta in parcelle di conteggio assegnate a ciascun osservatore; in questo caso è l'ispezione di ciascun settore, piuttosto che del comprensorio, ad avvenire in contemporanea. Le parcelle di conteggio sono caratterizzate da un'estensione media di 100-330 ha, ma variabile da 30-100 ha in aree dove la struttura del paesaggio è particolarmente articolata e chiusa da vegetazione arborea e fino ad un massimo di 700 ha nel caso delle aree sommitali aperte ed estese (Tosi e Scherini 1991). La dimensione della parcella deve consentirne l'ispezione da parte di un operatore in massimo 4 ore. Maruyama & Nakama (1983) hanno sottolineato la necessità di predisporre un disegno sperimentale che definisca l'estensione media delle parcelle di conteggio in base alle caratteristiche del territorio. Per questo vengono effettuate più repliche di conteggio riducendo progressivamente l'estensione delle parcelle affidate a ciascun osservatore. Al diminuire della superficie media "osservata" da ciascun operatore, il numero di soggetti conteggiati aumenta sino a raggiungere un valore asintotico che individua così le dimensioni ottimali delle parcelle da affidare a ciascun osservatore.



Figura 3.12 Schema di block count per il Camoscio alpino nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio (elaborazione fornita da L. Pedrotti). E' riportata la suddivisione in parcelle di rilevamento di due settori adiacenti. Le aree in grigio rappresentano parcelle in cui la specie è assente, quelle in rosa parcelle in cui è presente in modo sporadico mentre quelle trasparenti sono le parcelle in cui la specie è regolarmente presente e le uniche dove si concentra il rilevamento. La dimensione di ciascuno dei due settori è di circa 4000 ha e la dimensione delle parcelle all'interno di ciascuno di essi varia fra un minimo di 153 ha ad un massimo di 900 ha (dimensione media 385 ± 192 ha).

Il periodo per l'esecuzione dei conteggi è variabile in funzione della specie considerata. Per il Camoscio, i periodi più indicati sono quello invernale, febbraio-aprile, presso i quartieri di svernamento e quello estivo, luglio-agosto, quando gli animali si concentrano presso i quartieri di estivazione. I conteggi tardo invernali forniscono una valutazione della consistenza minima della popolazione al netto delle perdite invernali mentre quelli estivi offrono la possibilità di quantificare anche i nuovi nati e sono pertanto da preferirsi nell'ipotesi di un unico censimento annuale. Tuttavia in quest'ultimo caso si registra la minore contattabilità delle classi maschili che tendono a rimanere a quote inferiori e all'interno delle aree boscate. Per ovviare a tale limite, è possibile effettuare osservazioni supplementari nel periodo riproduttivo. In generale durante i conteggi estivi la percentuale di individui conteggiati e indeterminati per sesso ed età può variare dal 15 al 20% (Tosi & Scherini, 1991).

I medesimi periodi possono essere adottati anche per il monitoraggio dello Stambecco, ma una possibile opzione è anche quella di eseguire i conteggi alla fine di maggio quando gli stambecchi frequentano i pascoli ed i boschi radi posti alle quote inferiori per sfruttare l'inizio della ripresa vegetativa.

I periodi suggeriti per il Muflone sono quelli che vanno da marzo a maggio e da luglio ad ottobre, quando gli animali sono presenti presso i quartieri di estivazione. In questo periodo tuttavia gli individui possono risultare maggiormente dispersi sul territorio. La scelta della stagione più idonea in cui effettuare i conteggi deriva da un compromesso che deve tendere a conciliare i seguenti requisiti: massimizzazione della stabilità e contattabilità dei gruppi; presenza nelle stesse aree di tutte le classi sociali; massima concentrazione della popolazione su aree di estensione limitata; buona accessibilità delle aree in cui effettuare i conteggi; scadenze per l'utilizzo dei dati ottenuti.

Anche per le specie alpine i momenti migliori della giornata per eseguire le osservazioni sono le prime tre ore di luce e quelle che precedono l'oscurità, anche se in montagna ed in particolare in estate, la mattina in genere offre le migliori condizioni di visibilità. Durante le osservazioni, gli operatori dovrebbero essere in grado di comunicare tra loro al fine di limitare il rischio dei doppi conteggi.

Considerato il notevole impegno di personale necessario per eseguire questo genere di conteggio e le difficoltà logistiche che spesso debbono essere affrontate, di norma non vengono realizzate repliche.

3.8.2.2 *Analisi dei dati e presentazione dei risultati*

I conteggi mediante *block count* possono essere trattati come quelli derivanti dalle conte dirette da punti di vantaggio, anche se, in assenza di repliche, l'IPS non è calcolabile. Si tratta dunque di considerare il numero effettivo di animali osservati (che verrà assimilato al MNA), su cui viene calcolata anche la struttura di popolazione. Anche in questo caso non è possibile applicare alcun tasso di sottostima, salvo che questo non sia stato quantificato in modo appropriato.

3.8.2.3 *Valutazione dei risultati*

Jacobson *et al.* (2004) hanno riscontrato un'elevata correlazione fra le quantificazioni primaverili ed autunnali della popolazione di Stambecco nel Gran Paradiso, fornendo elementi a sostegno di una buona affidabilità dei conteggi effettuati mediante la tecnica descritta. In popolazioni di Stambecco, Largo *et al.* (2008), utilizzando l'ausilio di animali marcati, hanno dimostrato come i conteggi mediante *block count* permettano di monitorare in modo robusto il *trend* di evoluzione numerica delle popolazioni ma fanno notare come l'effettuazione di più repliche di conteggio entro lo stesso anno sia importante per verificare il rischio di eccessive sottostime.

Il numero medio di individui conteggiato lungo transetti lineari è risultato correlato con la dimensione della popolazione quantificata con il CMR, di cui riproduce la stessa tendenza nella traiettoria demografica, in popolazioni di Camoscio in ambiente subalpino (Bazès, Pirenei francesi e Les Bauges, Loison *et al.*, 2006). Gli stessi Autori hanno calcolato che per ottenere un aumento apprezzabile della precisione delle stime utilizzando percorsi lineari nelle aree idonee occorrerebbe effettuare un minimo di ripetizioni (10 e 5 rispettivamente per le due aree menzionate). Benché il numero di ripetizioni necessarie non sia generalizzabile da un contesto all'altro (poiché strettamente dipendente dalla varianza nel numero di individui conteggiati in ciascuna sessione), lo studio fornisce comunque un'evidenza dell'importanza del numero di ripetizioni nei processi di valutazione della consistenza di popolazione.

3.8.3 *Conte in battuta*

Questa modalità di conta è, fra i metodi diretti, l'unica praticabile nelle aree caratterizzate da copertura boscosa fitta, continua ed estesa. Generalmente le conte in battuta vengono effettuate in aree dove le caratteristiche e l'estensione del manto forestale non consentono la realizzazione di altre forme di conteggio diretto, ad esempio laddove il bosco interessi più del 50% dell'area sottoposta a monitoraggio, e dove la distribuzione spaziale della popolazione rende credibile l'applicazione della tecnica per una quantificazione della consistenza. La tecnica consiste fondamentalmente nel rilevamento a vista degli animali, spinti da un fronte mobile di battitori, da parte di osservatori fermi e posizionati in maniera opportuna.

3.8.3.1 *Pianificazione e protocollo di applicazione*

I settori di battuta devono avere una dimensione minima di 15 ha, mentre l'estensione massima è variabile e dipende dalle difficoltà operative riscontrabili (necessità di un maggior numero di operatori, rischio di formazione di un fronte di battuta non allineato, ecc.) nel condurre in maniera corretta battute su superfici molto ampie. Il numero dei settori di conta e la superficie complessiva di battuta sono determinati dalla disponibilità delle risorse umane ed economiche, nonché dai livelli di precisione richiesti; tuttavia per ragioni di robustezza statistica, il campionamento deve interessare una porzione di bosco non inferiore al 10-15% dell'estensione complessiva di questa tipologia ambientale presente nell'unità territoriale di gestione (Pucek *et al.*, 1975). Tale percentuale di campionamento può essere ritenuta adeguata se le battute sono realizzate nel periodo adatto, quando la distribuzione nello spazio degli individui appartenenti alla specie interessata è tendenzialmente

casuale. Occorre prevedere un aumento dello sforzo di campionamento fino al 20-25% nei casi in cui la densità di popolazione è bassa, indicativamente inferiore a 7 capi/100 ha, per il Capriolo. Uno o più lati della parcella di battuta deve consentire una sufficiente visibilità, sia pure per spazi limitati, degli animali in movimento davanti o ai lati del fronte di battuta, circostanza favorita dalla presenza di strade forestali o tagliate o più in generale da strette fasce di aree aperte o con scarsa copertura arborea o arbustiva. In genere sono da preferire settori di battuta di forma rettangolare così da ottimizzare il numero dei battitori necessari e da rendere più facile la conduzione del fronte di battuta, mantenendolo adeguatamente serrato.

Tutti i settori di battuta potenzialmente utili ai fini della realizzazione delle conte devono essere identificati sulla carta e verificati con sopralluoghi specifici, finalizzati ad accertare la presenza delle condizioni necessarie alla corretta realizzazione della battuta e dei conteggi, considerando la praticabilità del bosco, l'ampiezza dei dislivelli e la lunghezza della battuta e del fronte. La verifica sul campo è utile anche per valutare correttamente le risorse necessarie. E' bene osservare una distanza fra settori di battuta adiacenti pari ad almeno 1 km, in modo tale da minimizzare il rischio che gli animali sospinti da un settore possano entrare in quello adiacente ed essere così conteggiati di nuovo. Un esempio di applicazione della tecnica è rappresentato nella fig. 3.13.

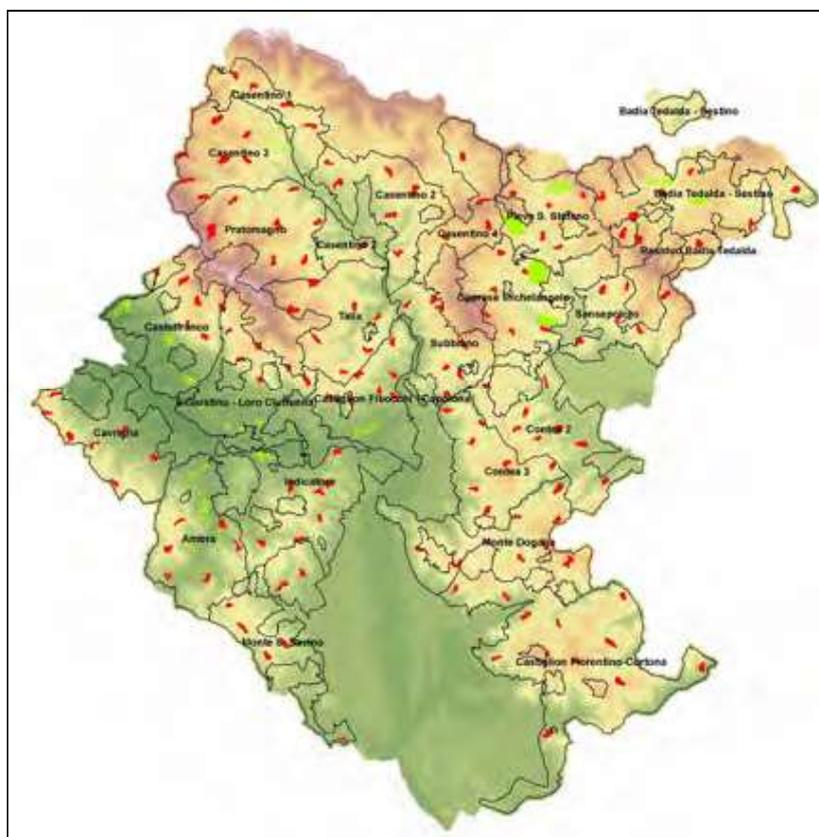


Figura 3.13 - Sistema di settori di battuta (151, in rosso) e settori per i conteggi da punti di vantaggio (32, in verde), utilizzati per il monitoraggio del Capriolo in Provincia di Arezzo – Elaborazione fornita da Luca Mattioli, Provincia di Arezzo.

I settori da sottoporre a battuta andrebbero selezionati fra tutti quelli potenziali applicando un'adeguata strategia di campionamento ed eventualmente stratificando per tipo di bosco (assetto fitosociologico, stadio di sviluppo e tipo di governo) in modo tale che tutte le categorie siano campionate in maniera proporzionale alla loro frequenza relativa sul territorio. Il campionamento ottimale prevede dunque una stratificazione nell'ambito della generica categoria ambientale del bosco che tenga conto delle potenzialità di rifugio e di risorse alimentari disponibili per la specie di interesse nonché dei fattori di matrice antropica che possono determinare a livello locale gradienti di densità

della popolazione. La scelta delle aree campione non deve naturalmente concentrarsi nelle aree a maggior densità locale, ma deve rispettare, nell'ambito della stratificazione adottata, una certa casualità.

La realizzazione vera e propria della battuta consiste nell'avanzamento graduale di un fronte composto da un certo numero di battitori, disposti ad intervalli variabili da 5 a 25 metri in funzione della visibilità in bosco. I battitori procedono in costante allineamento ed in modo tale che i battitori consecutivi siano sempre in contatto visivo. Una serie di osservatori (detti badatori) fissi è dislocata presso postazioni numerate (poste) distribuite lungo i confini dei settori di battuta ad una distanza generalmente compresa fra 25 e 50 metri, da calibrare comunque in funzione della topografia e dell'habitat e tale da assicurare il contatto visivo fra osservatori consecutivi. Gli osservatori hanno il compito di conteggiare tutti gli individui che superino la linea delle poste, mentre i battitori conteggiano solo gli animali che si muoveranno in senso inverso a quello della battuta, uscendo dal settore alle loro spalle. Ciascun battitore dovrà contare solo gli animali che, sfondando il fronte di battuta, passino alla propria destra o in alternativa alla propria sinistra. Analogamente, le poste dovranno tener nota degli animali che transitino o a destra o a sinistra di ciascun osservatore, secondo le istruzioni impartite dal coordinatore della battuta. Come già osservato, il numero di osservatori e di battitori necessario per la corretta esecuzione delle battute dipende dalla morfologia del territorio e dal grado di copertura del bosco; mediamente sono necessari da 1 a 3 battitori per ettaro di superficie, mentre il numero degli osservatori può essere ancora più variabile. Al termine di ciascuna battuta un breve confronto fra tutti gli operatori consentirà di valutare la corretta realizzazione delle battute ed eventualmente risolvere questioni legate a doppi conteggi.

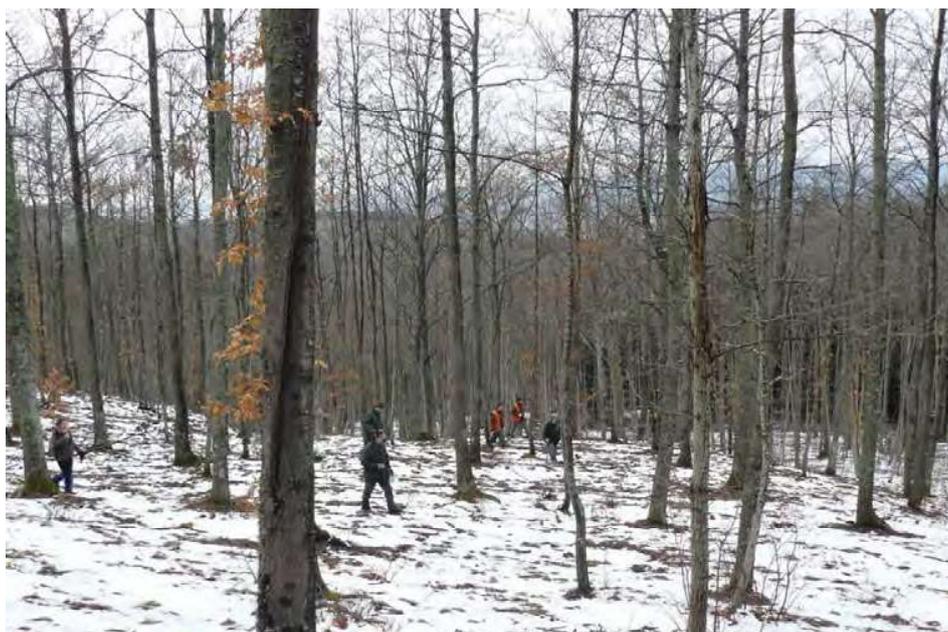


Figura 3.14 - Durante la realizzazione delle conte in battuta è importante mantenere l'allineamento e la coordinazione degli operatori che compongono il fronte di battuta – Foto di Luca Mattioli.

Per assicurare una corretta realizzazione delle battute occorre definire in anticipo ruoli e mansioni di ciascun partecipante. E' necessario individuare un coordinatore, che comunicherà le modalità di conta e che stabilirà di volta in volta le modalità di avanzamento del fronte ed un responsabile (detto serrafile) ogni cinque - dieci battitori, che garantirà la trasmissione delle indicazioni del coordinatore al proprio gruppo di battitori e lungo il fronte. Tali figure provvederanno a coordinare gruppi di 10 battitori circa ognuno e saranno collocate centralmente rispetto a questi ultimi; saranno inoltre incaricate della disposizione dei battitori ad inizio battuta e di raccogliere le schede di rilevamento dati del proprio gruppo a fine battuta, per consegnarle al coordinatore della battuta.

Nel caso del Capriolo, il periodo utile per la realizzazione delle conte in battuta dovrebbe coincidere con quello in cui la distribuzione degli individui tende ad essere relativamente meno aggregata e più causale, che nel nostro Paese si colloca nei mesi di febbraio-marzo (maggio-giugno, secondo C.E.M.A.G.R.E.F., 1984). Questo periodo, oltre a non interferire con fasi particolarmente delicate del ciclo biologico della specie, si colloca in un momento dell'anno in cui le condizioni di visibilità in bosco, in funzione della fascia climatico - altitudinale, sono ancora buone poiché la ripresa vegetativa si trova in una fase iniziale. Nelle aree appenniniche, il periodo ottimale può collocarsi all'inizio della primavera, da marzo fino alla fine di aprile, mentre una realizzazione delle battute nel mese di giugno e più in generale da giugno a febbraio – oltretutto arrecare disturbo nel periodo dei parti, interferirebbe con l'attività venatoria in corso e le quantificazioni ottenute potrebbero risultare fortemente viziate. Le battute si eseguono nelle ore centrali della giornata quando gli animali utilizzano preferibilmente le aree boschive come siti di riposo e di rifugio.

Dal momento che la classificazione degli animali durante le battute è difficoltosa, occorre affiancare alle battute anche alcune sessioni di osservazione, da svolgersi nello stesso periodo, atte a rilevare la struttura della popolazione.

3.8.3.2 *Analisi dei dati*

I dati ottenuti sono relativi al numero di esemplari conteggiati in ciascun settore di battuta. Il totale degli animali viene rapportato al totale degli ettari campionati, osservando la stratificazione se prevista dallo schema di campionamento, ed ottenendo così un valore di densità. Se è stato correttamente campionato almeno il 10% di bosco presente nella unità territoriale di riferimento è possibile estendere il valore di densità ottenuto alla estensione totale del bosco per ottenere un valore di consistenza complessiva della popolazione.

E' utile calcolare anche il valore medio e la varianza entro ciascuno strato, in modo tale da ottenere una quantificazione della variabilità esistente nella distribuzione degli animali in funzione delle tipologie ambientali individuate.

3.8.3.3 *Valutazione dei risultati*

Esistono diversi limiti che rendono problematico l'uso della battuta come tecnica di valutazione quantitativa delle popolazioni di Ungulati. In generale è possibile ottenere la consistenza minima della popolazione, sufficiente per la programmazione di un prelievo prudenziale e sostenibile, ma non esiste alcun lavoro in letteratura che abbia valutato se le conte in battuta siano adatte a produrre indici di popolazione in grado delimitare in modo affidabile la traiettoria demografica. Un esame critico della letteratura disponibile evidenzia considerazioni piuttosto contraddittorie riguardo a tale tecnica per quanto concerne sia la sua applicazione in generale, sia in relazione alle specie per le quali può fornire risultati affidabili. Quasi tutti gli autori sono concordi invece nel riconoscere che, essendo la distinzione delle classi sociali piuttosto difficile da effettuarsi su esemplari in fuga, la caratterizzazione qualitativa del contatto è soggetta a molti errori. L'errore di classificazione più frequente riguarda le classi dei maschi giovani e delle femmine, particolarmente accentuata se le conte sono realizzate in autunno (Mayle *et al.*, 1999). Inoltre, nei casi di bosco o macchia molto fitti, può risultare difficile muovere gli animali dai loro siti di rifugio.

Un confronto fra le stime di popolazione ottenute con le conte in battuta e con il CMR ha mostrato che le conte in battuta possono produrre valutazioni in eccesso rispetto a quanto ottenuto con il metodo di riferimento (Van Laere *et al.*, 1998), in particolare in condizioni di elevata densità di popolazione. Altri autori considerano le conte in battuta, analogamente ad altri metodi di derivazione venatoria, totalmente inaffidabili (Cederlund *et al.*, 1998) sottolineando che ad alte densità i doppi conteggi sarebbero frequenti ed inevitabili.

L'influenza della densità sull'accuratezza delle conte in battuta è confermata anche da altri autori (Borkowsky *et al.*, 2011) secondo i quali ad alte densità (> 10 capi/100 ha) la consistenza della popolazione valutata attraverso le conte in battuta può ricadere entro il 20% del valore reale il 90% delle volte, mentre a densità inferiori la consistenza ottenuta può essere anche molto lontana da quella reale. In tal caso, l'accuratezza è non solo molto bassa ma anche variabile, ed è impossibile proporre un ragionevole fattore di correzione. Anche dimensione e numero dei settori di battuta e livello di aggregazione specie-specifico influiscono sull'accuratezza dei risultati delle conte in battuta, sia pure

in maniera secondaria rispetto alla densità. Per ottenere un leggero incremento dell'accuratezza è preferibile definire settori di conta piccoli e numerosi piuttosto che pochi settori di grandi dimensioni. Per quanto attiene gli effetti del livello di aggregazione proprio di ciascuna specie Borkowsky *et al.*, (2011) ritengono che la conta in battuta sia più idonea per quantificare le popolazioni di Capriolo, non solo perché questa specie presenta in genere densità maggiori rispetto a quelle mostrate dal Cervo, ma anche perché esibisce un livello di aggregazione inferiore. La conta in battuta è ritenuta però applicabile ad entrambe le specie quando queste sono presenti a densità pari almeno a 5-7 capi/100 ha.

L'inadeguatezza della tecnica in relazione alla valutazione della consistenza delle popolazioni di Cervo è sostenuta da altri autori (C.T.G.R.E.F. 1976), con motivazioni legate all'uso dello spazio operato dalla specie. Mayle *et al.* (1999) ritengono che questo metodo sia invece maggiormente adatto per valutare le consistenze di specie di grandi dimensioni e più propense a "scorrere" davanti ai battitori, come il Cervo, mentre quelle più piccole e più territoriali, come il Capriolo, sarebbero più difficili da muovere dalle aree di rifugio e quindi meno contattabili.

Un altro importante problema, messo in luce da Davis *et al.* (2012), è legato alla localizzazione delle aree di battuta rispetto alla tipologia di habitat circostante. Infatti, le aree di battuta adiacenti ad aree aperte restituiscono densità maggiorate, a causa della tendenza degli animali a concentrarsi nella porzione della parcella occupata dal bosco; per tale ragione viene proposta una correzione, ottenuta moltiplicando la densità riferita alla parcella di battuta per la percentuale di bosco presente in un buffer di 1 km intorno alla medesima parcella. La stessa problematica può sussistere in caso di aree di battuta che includano una parte di aree aperte, condizione che dovrebbe essere evitata.

Tenendo in debito conto quanto riportato nella letteratura specializzata e valutando al contempo le possibili alternative utili alla quantificazione delle popolazioni nelle aree caratterizzate da una fitta ed estesa copertura boscosa, è lecito ritenere che le conte in battuta debbano essere effettuate solo in assenza di metodi alternativi ed attenendosi alla pianificazione ed al protocollo riportati in precedenza. Occorre tuttavia ribadire che, sebbene il dato così ricavato si possa ritenere sufficiente per la quantificazione del prelievo (almeno dal punto di vista quantitativo), questa tecnica non consente di valutare con un buon grado di accuratezza alcuni importanti elementi che sono alla base della demografia delle popolazioni. Sarebbe dunque opportuno prevedere l'adozione di metodi alternativi affidabili almeno in una parte significativa del territorio sottoposto a monitoraggio tramite battuta, al fine di verificare l'andamento della popolazione nel tempo.

3.8.4 Indici chilometrici di abbondanza (IKa)

Si tratta di un indice di consistenza generalmente adottato per i Cervidi (Acevedo *et al.*, 2008, Groupe Chevreuil, 1991), che prevede che il conteggio sia effettuato lungo percorsi prestabiliti.

3.8.4.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

La pianificazione riguarda principalmente la selezione dei percorsi da ispezionare che deve seguire un criterio di tipo probabilistico, secondo un'ideale strategia di campionamento. L'intensità di campionamento dovrebbe essere calcolata effettuando uno studio pilota. Per tutte le quantificazioni basate su transetti, la dimensione del campione dovrebbe essere calcolata sulla base dei livelli di accuratezza e precisione richiesti, applicando la seguente formula (Harestad & Jones 1981):

$$E = \frac{tCV}{\sqrt{n}}$$

E = errore ammissibile (espresso come percentuale della media)

n = numero di repliche effettuato

t = valore della statistica t di Student per n

CV = coefficiente di variazione della stima (rapporto media/ deviazione standard)

A titolo indicativo, un'intensità di campionamento di circa 12/15 km per 100 ha è da considerarsi elevata; la soglia minima può essere fissata in 3 km/100 ha (Groupe Chevreuil, 1991). La dinamica degli stadi evolutivi della vegetazione può costituire un limite all'utilizzo nel tempo dei

medesimi percorsi, cosicché quando un sito raggiunge uno stadio serale tale da impedire la osservabilità degli animali, devono essere individuati nuovi transetti.

Il periodo ottimale per la realizzazione dei percorsi diurni si colloca all'inizio della ripresa vegetativa nelle aree aperte, quando la visibilità anche in bosco è massima e l'osservabilità degli animali è tendenzialmente omogenea per tutte le classi sociali. Per il Cervo è generalmente consigliato il periodo compreso fra la fine di gennaio e la fine di aprile. L'orario ottimale è invece quello che comprende i picchi di attività noti per la specie, e, compatibilmente con la visibilità, si colloca nelle ore successive all'alba e le due – tre che precedono il tramonto. Lo stesso numero di uscite dovrebbe essere realizzato all'alba e al tramonto. La lunghezza del circuito e/o il numero degli operatori deve essere stabilito tenendo conto della collocazione temporale della percorrenza, avendo cura di eseguire i conteggi entro le tre ore dopo l'alba e prima del tramonto.

3.8.4.2 Analisi dei dati e presentazione dei risultati

Dati il numero di circuiti ed il numero complessivo di sessioni effettuate, l'indice chilometrico, applicabile agli individui conteggiati o ai gruppi rilevati (Acevedo *et al.*, 2008), si ricava utilizzando le seguenti quantificazioni (Vincent *et al.*, 1991, Groupe Chevreuil, 1991):

IKc: calcolato per ciascun circuito:

$$IKc = \frac{n_i}{l_i}$$

dove n_i è il numero di individui o gruppi conteggiati lungo il transetto i di lunghezza pari a l_i . Questa formula restituisce il numero di animali avvistati per chilometro percorso.

IKs: calcolato per ciascuna sessione:

$$IKs = \frac{\sum IKc}{N}$$

dove N è il numero di circuiti ispezionati.

IKa: calcolato in riferimento al numero di repliche realizzate

$$IKa = \frac{\sum IKs}{m}$$

dove m è il numero di repliche realizzate.

Per “gruppo” si intende uno o più individui che si muovono associati nella medesima direzione. Individui che alla prima osservazione risultino separati da una distanza maggiore di 50 m sono da considerarsi afferenti a gruppi diversi (Clutton Brock *et al.*, 1982). Questa definizione di gruppo è solitamente applicata per la classificazione delle osservazioni dirette relative alla maggioranza delle specie di Ungulati.

L'errore standard si calcola con la seguente formula (Groupe Chevreuil, 1991):

$$es = \sqrt{\frac{(IKs_1 - IKa)^2 + \dots + (IKs_i - IKa)^2}{m(m-1)}}$$

Un esempio di elaborazione dei dati relativi all'IKa è riportato nella tabella 3.2.

All'IKa può essere associata anche una stima puntuale, ossia un numero assoluto che rappresenta il numero massimo di individui osservati. In tal caso, sarà considerata l'uscita in cui è stato conteggiato il maggior numero di animali, ponendo attenzione all'eliminazione di eventuali doppi conteggi.

Tabella 3.2 Dati di base per il calcolo dell'IKa. Nell'esempio riportato, relativo al Capriolo, sono stati percorsi 15 transetti (n) di lunghezza variabile (l), espressa in chilometri, per tre volte complessive (m, numero delle ripetizioni). Il numero degli individui conteggiati è ripartito per ciascuna sessione e per ciascun transetto. Al valore dell'IKa si associa un errore standard di 0,248, da cui si calcolano gli intervalli di confidenza 0,96-3,11 (i gradi di libertà sono calcolati a partire dal numero di ripetizioni). Da Groupe Chevreuil (1991), modificato.

Transetto n.	l (km)	Animali conteggiati			IKc			IKa
		1°	2°	3°	1°	2°	3°	
1	14	2	12	25	0,14	0,86	1,79	
2	10	32	14	29	3,20	1,40	2,90	
3	7	6	11	19	0,86	1,57	2,71	
4	15	30	3	1	2,00	0,20	0,07	
5	13	2	6	16	0,15	0,46	1,23	
6	12	32	31	20	2,67	2,58	1,67	
7	14	6	15	11	0,43	1,07	0,79	
8	9	22	2	0	2,44	0,22	0,00	
9	4	30	38	8	7,50	9,50	2,00	
10	12	10	24	16	0,83	2,00	1,33	
11	7	31	21	21	4,43	3,00	3,00	
12	7	18	36	7	2,57	5,14	1,00	
13	12	8	38	0	0,67	3,17	0,00	
14	9	12	21	25	1,33	2,33	2,78	
15	14	38	33	28	2,71	2,36	2,00	
				IKs	2,13	2,39	1,55	2,02±1,08

3.8.4.3 Valutazione dei risultati

L'indice chilometrico di abbondanza è una misura di abbondanza relativa e pertanto non può essere utilizzato per produrre stime di densità. Gli stessi protocolli di campionamento, sia pure con modalità di rilevamento differenti, possono però essere utilizzate per l'applicazione del *distance sampling*, che elabora invece stime di densità.

L'indice chilometrico è stato sperimentato sul Capriolo (Vincent *et al.*, 1991) dove si è rivelato efficace, previa standardizzazione delle procedure di rilevamento, per stimare le variazioni demografiche nel tempo. Tuttavia, la sensibilità dell'indice varia in funzione della densità di popolazione e l'indice risulta efficace nel rilevare le variazioni solo per valori di densità superiori a 12 capi/100 ha (Vincent *et al.*, 1991).

Il conteggio lungo percorsi lineari, benché caratterizzato da costi modesti e da una relativa facilità di applicazione, andrebbe utilizzato con cautela e solo quando nessun'altra alternativa risulti praticabile. Infatti i risultati sono soggetti ad ampie variazioni legate al comportamento degli animali; gli errori dovuti a quest'ultimo fattore sono solo in parte minimizzabili osservando una rigorosa standardizzazione (tempi di percorrenza, periodo di esecuzione nel ciclo biologico annuale, condizioni meteo-climatiche, ecc.).

Sebbene gli indici chilometrici siano piuttosto popolari come tecnica di monitoraggio a fini gestionali, tale metodo tende oggi ad essere sostituito dal *distance sampling* su transetti lineari.

3.8.5 Conteggio notturno con faro (spot-light count)



Figura 3.15 - Cervi illuminati dal fascio di luce del faro - Foto di Luca Pedrotti.

conteggi per aree campione, ma è preferibile effettuare conteggi esaustivi sul totale dell'areale stabilmente frequentato da una determinata popolazione in un certo periodo dell'anno. Al fine di ottimizzare il rapporto sforzi/benefici, è preferibile scegliere i periodi in cui l'areale di distribuzione della popolazione risulti di minore estensione, come ad esempio in primavera. In questo periodo infatti si realizza la massima concentrazione delle popolazioni sui prati-pascoli di fondovalle in cui più precocemente avviene la ripresa vegetativa.

Il conteggio notturno con l'ausilio del faro, generalmente adottato per il monitoraggio delle popolazioni di Cervidi, e di Cervo in particolare, si basa sulla quantificazione degli animali osservati nelle aree aperte durante la notte. Solitamente viene effettuato da un veicolo ed è condizionato fortemente dalla disponibilità di aree aperte a ridosso dei percorsi, dal loro uso da parte delle specie oggetto del monitoraggio e soprattutto dalla disponibilità di un buon reticolo viario. In ragione dell'ecologia del Cervo e della distribuzione spaziale prevalentemente aggregata delle sue popolazioni, è in genere sconsigliabile procedere per

3.8.5.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

Il comprensorio da sottoporre a conteggio viene suddiviso in settori di 600-800 ha. Ciascun settore è affidato a un equipaggio di osservatori, munito di automezzo e di fari mobili. Gli itinerari (di norma lungo le strade forestali che intercettano le aree a prato/pascolo in cui si concentrano i soggetti per l'alimentazione notturna) sono percorsi illuminando e osservando i due lati della strada. L'operazione viene ripetuta per tre notti entro un periodo di tempo relativamente breve e corrispondente al picco della ripresa vegetativa, sugli stessi itinerari. In fase di pianificazione vanno identificati e standardizzati tutti i percorsi da assegnare a ciascun equipaggio, entro ciascun settore.

La dislocazione di percorsi idonei all'interno dei settori va attentamente analizzata facendo uso di foto satellitari e/o carte topografiche in cui siano riportati tutti i livelli gerarchici del reticolo stradale nonché tenendo in considerazione presenza ed ampiezza delle aree aperte a ridosso di ciascun percorso, compresi i luoghi prossimi alle abitazioni. Tutti i potenziali percorsi praticabili devono essere identificati su carta e verificati sul campo attraverso specifici sopralluoghi. Occorre inoltre stabilire le modalità di percorrenza, i tempi e la coordinazione degli equipaggi, nel caso in cui siano coinvolti più equipaggi contemporaneamente. Le modalità di riconoscimento delle specie, di classificazione e di quantificazione – degli individui o dei gruppi – devono essere stabilite in anticipo al fine di garantire la standardizzazione della raccolta dati.

Ogni automezzo può coprire proficuamente dai 400 ai 1000 ha/notte, corrispondenti a 20-40 Km percorsi alla velocità media di 10-15 Km/h. Il riconoscimento della specie – in caso di compresenza di più specie – avviene attraverso un'attenta osservazione con il binocolo ed è aiutata dal colore della luce riflessa dal *tapetum lucidum*. Può risultare più complessa la determinazione delle classi sociali, ed è preferibile concentrarsi su questo solo dopo aver quantificato tutti gli individui avvistati. I cervi sono identificabili a distanza grazie al riflesso giallo-aranciato del tappeto lucido. La densità delle strade percorribili con automezzo deve essere elevata, prossima ai 4-6 Km per 100 ha. Inoltre le strade dovrebbero essere ben distribuite su tutto il territorio. La conta degli animali presso le aree di foraggiamento notturne andrebbe effettuata di preferenza quando le aree aperte divengono

maggiormente attrattive da un punto di vista alimentare, generalmente fra marzo e maggio, in funzione dell'altitudine (picco dei massimi conteggi nelle Alpi interne meridionali compreso tra il 20 e il 30 aprile). I percorsi (transetti) dovrebbero essere completati nel minor tempo possibile; e, comunque, l'intero campionamento deve essere effettuato in una sola notte entro ciascuna unità di gestione. A tal fine, dovrebbero essere coinvolti nel programma un numero di equipaggi adeguato, avendo cura di garantire la contemporaneità delle attività di conta nelle aree di potenziale sovrapposizione ed una valutazione critica dei risultati con riguardo alla possibilità di doppi conteggi. Ciascun equipaggio è mediamente composto da 3 - 4 persone con compiti ben differenziati: il caposquadra, conoscitore del territorio, alla guida; un passeggero che annota le osservazioni e aiuta nell'identificazione degli animali; 1 - 2 osservatori con fari, che illuminano ciascun lato della strada. In caso di avvistamenti, a vettura ferma, l'identificazione viene completata con l'aiuto dei binocoli. Nel caso di distribuzione di aree di conta da entrambi i lati del percorso può risultare vantaggioso raddoppiare la dotazione di fari ed osservatori in modo tale da ispezionare entrambi i lati contemporaneamente. Sono necessari fari con lampade da 12 volt con un'intensità del fascio luminoso compresa fra 100,000 e 500,000 candele, muniti di un impugnatura che permetta un loro facile orientamento; con tale equipaggiamento la distanza utile teorica di avvistamento dei cervi è di circa 300 m; in pratica varia in funzione della copertura della vegetazione. L'ispezione dei transetti andrebbe iniziata circa 1 ora dopo il tramonto, ma l'orario è variabile in funzione della specie e del grado di disturbo arrecato alle diverse popolazioni. Nel caso di uno studio effettuato sulla popolazione di Cervo del Parco Naturale di Paneveggio – Pale di San Martino ad esempio, la contattabilità dei soggetti è risultata migliore nella prima parte della notte (22.00-22.30), mentre per le popolazioni di Cervo del Parco Nazionale dello Stelvio è risultato più conveniente iniziare i conteggi tra le 22.30 e le 23.00 e prostrarli sino alle 2.00-3.00 della mattina successiva. I conteggi dovrebbero protrarsi per un massimo di quattro ore, al fine di evitare un eccessivo rimescolamento degli animali.

È auspicabile la realizzazione di repliche che devono essere condotte nel minor tempo possibile (una settimana circa, due in caso di unità di gestione di dimensioni considerevoli), compatibilmente con la permanenza delle condizioni idonee alla realizzazione dei conteggi ed effettuate osservando un ordine di ispezione dei transetti diverso in ciascuna sessione. A seguito di più uscite, verrà tenuta in considerazione la sessione in cui è stato contato il maggior numero di soggetti.

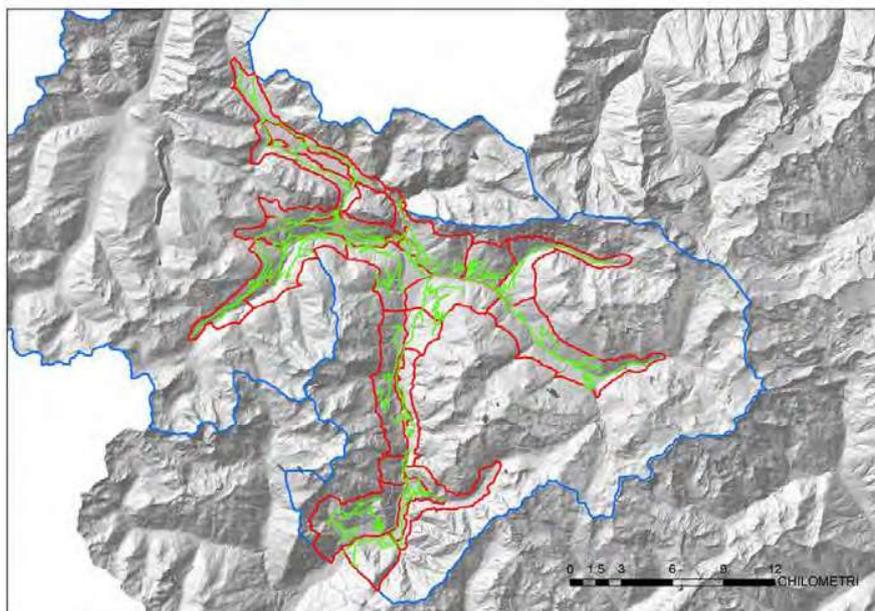


Figura 3.16 - Pianificazione di conteggio notturno con fari per il Cervo in una delle unità di gestione del settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio e del Comprensorio Alpino Alta Valtellina (Sondrio). In blu sono riportati i confini dell'unità di gestione contemporaneamente sottoposta a conteggio (circa 700 km²); in verde la pianificazione dei percorsi standardizzati lungo le strade forestali; in rosso la suddivisione in settori assegnati a ciascun equipaggio (circa 165 km²).

3.8.5.2 *Analisi dei dati*

La probabilità media di avvistamento cresce in relazione alla percentuale di aree aperte presenti nell'unità di gestione. Il metodo dà risultati soddisfacenti in zone di montagna e pianura, a condizione che ci sia una sufficiente presenza di aree aperte e di strade percorribili con automezzo. E' invece di difficile applicazione in zone montane con versanti ripidi e con copertura boscosa continua. In genere può essere conteggiata dal 50% al 75% della consistenza stimata della popolazione. La probabilità di avvistamento nei due sessi non è simile e la sottostima dei maschi risulta in genere maggiore e il particolare periodo stagionale (caduta dei palchi), di fatto impedisce, in caso di branchi numerosi, un'identificazione percentualmente significativa dei soggetti.

Le conte notturne con faro forniscono solo il numero minimo di animali vivi al momento dei conteggi e non possono essere utilizzate per ottenere stime di abbondanza assoluta attraverso estrapolazioni dei dati rilevati ad aree non campionate (Mayle *et al.*, 1999). Deve essere infatti considerato sia il limite determinato dal fatto che vengono conteggiati esemplari in habitat e porzioni del territorio dove questi si concentrano a fini alimentari (distribuzione non casuale), sia, molto spesso, l'impossibilità di applicare un'adeguata strategia di campionamento per la selezione dei percorsi, forzatamente legati alla disponibilità di strade percorribili. Alcuni autori hanno tradotto le conte effettuate mediante *spotlight* anche in indici chilometrici (relativo agli individui e relativo ai gruppi, Garel *et al.*, 2010a).

Come nel caso delle conte dirette da punti di vantaggio, è possibile applicare modelli di *mark-resight* nel caso si disponga di animali marcati e riconoscibili individualmente per valutare la percentuale di sottostima dei conteggi e la sua variabilità a seconda delle aree e degli anni.

3.8.5.3 *Valutazione dei risultati*

Esperienze condotte nella foresta di Chizè (Francia) sul Capriolo, hanno mostrato che i valori di densità quantificati mediante *spotlight* non hanno rilevato variazioni significative a fronte di una diminuzione del 30% avvenuta nella popolazione. Garel *et al.* (2010a) hanno invece riscontrato che le conte notturne con il faro possono essere considerate un utile strumento per rilevare le variazioni demografiche annuali in una popolazione di Cervo. Questi autori hanno calcolato due tipi di indici chilometrici: uno basato sul numero di gruppi avvistati (AI-G) e l'altro basato sul solo numero di individui (AI-I), entrambi conteggiati lungo tre percorsi ispezionati contemporaneamente, secondo una tempistica (due volte al mese per tre mesi), dettata dalle esigenze di sperimentazione e di valutazione scientifica delle metodologie applicate.

L'indice basato sul numero di gruppi ha mostrato una correlazione migliore con la stima della popolazione ottenuta attraverso il CMR, analogamente a quanto già riscontrato da Acevedo *et al.* (2008, metodo di riferimento: *distance sampling*) per la medesima specie, probabilmente a causa della maggior facilità di rilevamento dei gruppi rispetto agli individui, ma anche a causa della elevata copertura boscosa (> 80%) dell'area di studio. In questo contesto ambientale infatti, la capacità della specie di formare grandi gruppi come nelle aree aperte è fortemente compromessa e, all'aumentare della densità, si registra un aumento del numero dei gruppi piuttosto che un aumento della numerosità di ciascun gruppo. Inoltre, il valore degli indici è risultato fortemente influenzato dalle condizioni di visibilità durante l'ispezione dei transetti. Pertanto, l'analisi dei dati derivanti dai conteggi notturni lungo percorsi lineari dovrebbe considerare l'effetto delle variabili misurabili (lunghezza dei percorsi, condizioni di visibilità) sul valore finale degli indici. Garel *et al.* (2010a) hanno rilevato che il valore dell'indice basato sul numero di individui (AI-I) aumenta in modo non proporzionale alla variazione della dimensione della popolazione basata sul CMR e pertanto, in casi simili, le conte notturne lungo percorsi lineari non possono essere utilizzate come stime di abbondanza assoluta della popolazione, in particolare nell'analisi dei modelli demografici (Garel *et al.*, 2010a, Acevedo *et al.*, 2008). Tuttavia è importante sottolineare come questa sperimentazione sia stata condotta in aree di limitata estensione (2674 ha), ben inferiore a quelle richieste per il monitoraggio di un'unità di popolazione, e in tempi troppo lunghi (tre mesi) per poter considerare "chiusa" la popolazione monitorata.

In ambiente alpino generalmente la frequentazione dei prati di fondovalle da parte del Cervo in primavera è molto marcata, a vantaggio di una maggior contattabilità dei soggetti lungo il reticolo stradale. A titolo di esempio, nel Parco Nazionale dello Stelvio, i conteggi notturni con faro condotti a fine inverno lungo i prati di fondovalle sono caratterizzati da una sottostima percentuale, rispetto alla

consistenza calcolata mediante modelli di *mark-resight*, relativamente poco variabile in una delle unità di gestione indagate (valore medio 35%; variazione dal 32 al 38%; correlazione tra MNA e stima mediante *mark-resight* $r=0,97$) e mediamente superiore e maggiormente variabile in una seconda unità di gestione, caratterizzata da maggiori coefficienti di boscosità e minore penetrazione del reticolo viario (valore medio 45%; variazione dal 35 al 53%; correlazione tra MNA e stima mediante *mark-resight* $r=0,56$ - tabella 3.3).

Tabella 3.3 -Consistenza delle popolazioni di Cervo in due diverse unità di gestione del Parco Nazionale dello Stelvio, stimata attraverso conteggi notturni con faro. In ciascun anno sono state eseguite quattro-cinque sessioni di conteggio complessive e consecutive per ciascuna unità di gestione. MR: stima di popolazione ottenuta tramite *mark-resight* (numero di cervi marcati disponibili 23-56; numero cervi marcati avvistati per anno 15-35); MNA: numero minimo di individui vivi ottenuto come conteggio complessivo massimo nella sessione migliore; IPS: numero medio di individui. CV: coefficiente di variazione riportato in percentuale; Sottostima: differenza percentuale tra quanto conteggiato durante il conteggio massimo e la stima ottenuta mediante *mark-resight*.

Unità di gestione	Anno	MR	If _{inf}	If _{sup}	MNA	IPS±sd	Sottostima
Val di Sole (TN)	2004	1.748	1.476	2.155	1.084		38%
	2005	1.710	1.474	2.055	1.162		32%
	2006	1.688	1.460	2.016	1.109		34%
	2007	1.528	1.253	1.993	952		38%
	2008	2.035	1.762	2.455	1.368		33%
	Alta Valtellina (SO)	2008	1.492	1.081	2.059	866	767±86,0
	2009	1.250	1.002	1.560	810	695±94,7	35%
	2010	1.319	1.059	1.642	690	597±34,7	48%
	2011	1.287	1.021	1.624	600	572±20,1	53%
	2012	1.318	1.098	1.582	704	641±69,0	47%
	2013				726	675±47,0	

3.9 Conteggio dei gruppi di pellet (*pellet count*)

Il *pellet count* è stato largamente adottato per il monitoraggio su ampia scala fin dalla sua prima descrizione (Bennet *et al.*, 1940). Pensato per ottenere un indice di abbondanza relativa, è stato utilizzato anche per accertare la distribuzione ed analizzare l'uso dell'habitat, sebbene quest'ultimo impiego sia ampiamente controverso, nonché per lo sviluppo di modelli predittivi elaborati attraverso l'ausilio di un GIS. Generalmente la tecnica è applicata per ottenere una stima dell'abbondanza dei Cervidi in ambienti caratterizzati da un'estesa copertura di bosco, laddove altre metodologie risultano inapplicabili o caratterizzate da un rapporto costi/benefici non soddisfacente. Il concetto di base è che la densità dei gruppi di *pellet* è correlata al numero medio di animali presenti nella medesima area per un dato periodo. Esistono due tipologie principali di *pellet count*: FSC (*Faecal Standing Crop*) e FAR (*Faecal Accumulation Rate*), che si differenziano, come si vedrà meglio in seguito, sia nella fase operativa sia in quella dell'analisi dei dati.

3.9.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

La tecnica consiste nel conteggio del numero di gruppi di *pellet* (PG) presenti all'interno di unità spaziali di campionamento (UC) selezionate secondo un procedura di tipo probabilistico, solitamente osservando una stratificazione per habitat al fine di migliorare la precisione del risultato (Marques *et al.*, 2001). L'UC è generalmente rappresentata da una striscia o da un'area circolare. L'utilizzo di un GIS facilita le operazioni di stratificazione e di selezione delle UC, che verranno successivamente localizzate sul campo grazie alla coppia di coordinate scelta per identificare l'UC stessa. Le UC da ispezionare, opportunamente identificate su carta, sono successivamente localizzate sul campo con l'ausilio di un GPS e di una carta topografica o foto satellitare in cui è riportata la localizzazione di ciascuna unità di campionamento. Un picchetto deve essere posizionato nel punto di inizio e la lettura dell'unità di campionamento deve avvenire avvalendosi di una rotella metrica

ancorata al picchetto e svolta durante l'ispezione in modo tale da indicare la linea mediana del transetto - se di forma rettangolare/quadrate - o il raggio se di forma circolare. Una barra metrica verrà utilizzata per stabilire la distanza dal centro del transetto per il corretto conteggio dei gruppi di *pellet* presenti. Infine, è necessaria una bussola per mantenere il corretto orientamento dell'UC durante l'ispezione (Fig. 3.17).

E' importante che la lettura dell'unità di campionamento sia eseguita in modo attento, sistematico e standardizzato, ricorrendo, se necessario, alla suddivisione dell'unità in caso di UC molto estese. Nel caso in cui venga applicata al *Pellet Count* la tecnica del *Distance Sampling*, le UC sono rappresentate da transetti di lunghezza definita, distribuiti nell'area di campionamento secondo quanto già illustrato. In questo caso non è necessario essere sicuri di aver conteggiato tutti i PG presenti entro l'ampiezza della striscia definita dallo schema di campionamento. Per ogni PG conteggiato, in questo caso viene misurata anche la distanza perpendicolare dal transetto in modo da stimare la probabilità di avvistamento degli stessi e passare dal numero di PG avvistati alla stima dei PG presenti lungo il transetto. La selezione della strategia di campionamento è l'aspetto più importante della fase di pianificazione e quello da cui dipende in parte la qualità del risultato. Uno studio pilota è raccomandabile, al fine di comprendere se la tecnica è appropriata tenuto conto degli obiettivi, delle risorse economiche ed umane a disposizione, del contesto ambientale, della distribuzione dell'abbondanza della specie target, elementi questi ultimi che condizionano fortemente lo sforzo di campionamento ed il risultato finale. In particolare lo studio pilota è funzionale alla quantificazione dello sforzo di campionamento (lunghezza totale dei percorsi) utile ad ottenere stime caratterizzate dal grado di variabilità desiderato (Buckland *et al.*, 1993):

$$L = \left(\frac{b}{(cv)^2} \right) \left(\frac{L_0}{n_0} \right)$$

Dove:

b è un parametro che tiene conto della varianza di n e della sua diminuzione di contattabilità e può variare tra 1,5 e 3 (Burnham *et al.*, 1980).

cv è il coefficiente di variazione della densità stimata, indicatore della precisione della stessa. Tale valore deve essere stabilito a priori in base alle proprie esigenze (ad esempio, se si desidera una precisione della stima del 10%, $CV=0,1$, è possibile calcolare quanti km lineari occorrerà percorrere per raggiungere tale livello di precisione).

L_0 = lunghezza totale dei transetti percorsi nello studio pilota.

n_0 = numero di gruppi di *pellet* rinvenuti.

La preparazione degli operatori è un elemento rilevante per la corretta applicazione del *pellet count*. L'errore di rilevamento può costituire infatti un'importante fonte di variabilità nel risultato finale ed è quindi necessario che il numero degli operatori coinvolti sia limitato e che questi siano oggetto di un'adeguata formazione specifica. Inoltre, la capacità di lettura individuale delle unità di campionamento dovrebbe essere valutata attraverso una prova sul campo appositamente pianificata. Prima dell'inizio della raccolta dati occorre definire in modo univoco la modalità di quantificazione dei gruppi di *pellet* e stabilire regole per il trattamento e la classificazione di tutti i casi in cui la lettura delle UC si presti a dubbi ed ambiguità di rilevamento. Questi casi sono in parte noti e trattati nella letteratura specializzata, tuttavia l'esecuzione dello studio pilota aiuterà ad individuarne altri contribuendo a standardizzare la modalità di rilevamento fra gli operatori.

Si definisce *pellet group* un accumulo di almeno 6 *pellet* prodotti nello stesso evento (Mayle *et al.*, 1999). Alcuni autori ritengono invece che un minimo di 18 *pellet* debba essere considerato un gruppo, nei casi in cui quest'ultimo sia integro e recente, considerando 6 *pellet* il numero limite per un gruppo nei casi in cui questo sia decomposto (Campbell *et al.*, 2004). Questa definizione è di utilità pratica e serve a classificare i casi in cui la consistenza del gruppo risulta particolarmente modesta, stabilendo un limite inferiore di consistenza affinché un PG possa essere registrato, dal momento che un PG è costituito in genere da un numero di *pellet* molto più numerosi (fino a 40). L'esame del colore, delle dimensioni e della composizione dei singoli *pellet* aiuta invece a determinarne l'appartenenza al medesimo gruppo.

Nei Cervidi non è infrequente la deposizione dei PG quando gli animali sono in movimento, determinando così la formazione di una striscia, caso in cui occorre prestare particolare attenzione al corretto rilevamento del numero di PG. Quando un PG è presente sul bordo dell'unità di campionamento la sua inclusione od esclusione deve essere stabilita sulla base della percentuale di *pellet* all'interno o all'esterno dell'unità di campionamento; qualora i PG siano stati depositi esattamente sul bordo dell'unità di campionamento, devono essere inclusi ed esclusi dalla conta in modo alternato (Mayle *et. al.*, 1999). Nei casi in cui siano presenti più specie di Ungulati i cui escrementi potrebbero talvolta risultare difficilmente distinguibili, questi possono essere classificati in una categoria composita, che includa più specie ad es. una categoria mista "Daino/Cervo", ecc.

In considerazione degli aspetti metodologici sopra evidenziati, appare necessario un attento monitoraggio delle modalità di rilevamento dei *pellet*, che dovrebbe essere accompagnata, in particolare nella fase iniziale, da momenti di verifica e discussione fra rilevatori e coordinatore dell'attività, affinché sia garantita un'applicazione standardizzata e siano affrontate le principali difficoltà incontrate nel contesto ambientale specifico.



Figura 3.17 - Applicazione del pellet count in un'area appenninica. Una rotella metrica indica la linea mediana dell'unità di campionamento, in questo caso di forma rettangolare - Foto Archivio Progetto Life 2000- Parco Nazionale Appennino Tosco-Emiliano.



Figura 3.18 - La numerosità dei pellet all'interno di uno stesso gruppo può essere molto diversa mentre l'esame del colore, delle dimensioni e della composizione dei singoli pellet aiuta invece a determinarne l'appartenenza al medesimo gruppo. A sinistra pellet group di Capriolo (Foto di Adriano De Faveri, ISPRA), a destra pellet group di Cervo (Foto di Luca Pedrotti). Le immagini non sono in scala.

3.9.2 FAR (*Faecal Accumulation Rate*)

Il FAR si misura ripulendo inizialmente le unità di campionamento da tutti i gruppi di *pellet* presenti ed effettuando successivamente una lettura delle medesime UC al fine di quantificare i gruppi di *pellet* accumulatisi nel tempo intercorso fra la prima e la seconda visita. Il numero di PG rimossi può essere registrato al fine di consentire anche l'applicazione della FSC. Le UC devono essere dunque adeguatamente marcate sul terreno in modo da facilitarne il ritrovamento successivamente. L'intervallo di tempo che deve intercorrere fra la prima e la seconda visita deve essere tale da massimizzare la deposizione dei PG all'interno delle UC. Se è noto un tempo di decadimento dei PG, la data della seconda visita deve essere anticipata rispetto alla data prevista per il loro deterioramento. Qualora il tempo di decadimento relativo all'area di studio ed ai rispettivi habitat non fosse noto, Ratcliffe & Mayle (1992) suggeriscono di osservare un intervallo di tempo fra la prima e la seconda visita pari a circa 2-3 mesi.

L'applicazione standard della modalità FAR comporta un elevato sforzo di campionamento (due visite per ciascuna unità di campionamento) cui è associato anche un tempo elevato per l'ispezione delle UC che, come detto, alla prima visita devono essere ripulite dei PG presenti. Alcuni autori hanno pertanto proposto di marcare sul campo il PG rinvenuti alla prima visita e valutare lo stato dei medesimi gruppi al momento della seconda visita ("*combination plot technique*") quantificando in questo modo sia il tasso di accumulo di nuovi PG sia il tempo di decadimento di PG recenti marcati al momento della prima visita. La *combination plot technique* consente inoltre di calcolare la densità di popolazione mediante FSC in entrambe le visite. Per i dettagli applicativi ed analitici si veda Swanson *et al.* (2008).

3.9.3 FSC (*Faecal Standing Crop*)

Secondo questa modalità, le UC vengono ispezionate una sola volta. Il FSC si misura quantificando il numero di PG presenti nelle UC, successivamente convertito in una stima della dimensione della popolazione utilizzando alcuni parametri quali il tasso di defecazione specie-specifico ed il tasso di decadimento dei PG. I *pellet group* possono anche essere conteggiati applicando la tecnica del *distance sampling* descritta in precedenza. In tal caso, il *distance sampling* è utilizzato per quantificare la densità dei PG lungo transeetti lineari, con le medesime modalità riferite al conteggio degli animali. Successivamente, la densità di PG così ottenuta viene tradotta in densità di animali utilizzando tempi di decadimento e tassi di defecazione (FSC).

3.9.4 *Analisi dei dati*

Solitamente il campionamento per la conta dei gruppi di *pellet* viene attuato nell'intera area di studio (benché sia possibile operare su aree campione selezionate adottando un'adeguata strategia di campionamento) e pertanto i risultati esprimono la densità media della specie riferita a quest'ultima. Nell'applicazione di entrambi i metodi (FSC e FAR), per consentire l'analisi dei dati occorre conoscere il tasso di defecazione di ciascuna specie trattata. Seguendo un approccio rigoroso, la quantificazione del tasso di defecazione dovrebbe costituire parte integrante del programma di monitoraggio mediante *pellet count* e dovrebbe essere quantificato attraverso esperimenti specifici condotti nell'area di studio su nuclei in cattività non alimentati artificialmente e valutando anche eventuali differenze in funzione della classe sociale di appartenenza dei diversi individui. Tuttavia questa scelta è raramente praticabile e la misura del tasso di defecazione viene desunta dalla letteratura (Tab. 3.4) che fornisce valori abbastanza coerenti per ciascuna specie. Nel caso del Capriolo, Ratcliffe & Mayle (1999) affermano che il tasso di defecazione varia poco fra diverse aree geografiche e habitat e pertanto suggeriscono l'uso del valore medio dell'intervallo riportato da Mitchell *et al.* (1985) pari a 20 PG/giorno.

Il FSC richiede la conoscenza ulteriore del tempo di decadimento di un gruppo di *pellet*. Anche tale parametro, eventualmente misurato in funzione delle medesime tipologie di habitat considerate nel campionamento, dovrebbe essere ottenuto eseguendo una misurazione ad hoc nell'area di studio, posizionando PG appena depositi o prelevati da capi abbattuti negli habitat dell'area di studio e programmando il controllo regolare del loro stato di decadimento (per i disegni sperimentali si veda Ratcliffe & Mayle, 1992 e Laing *et al.*, 2003). I tempi di decadimento riportati in letteratura sono

molto variabili ed habitat specifici; in diverse tipologie di bosco ad esempio sono stati misurati tempi che, per la specie Capriolo, oscillano da un massimo di $295 \pm 59,7$ ad un minimo di $150 \pm 59,7$ giorni (Smart *et al.* 2004). Il decadimento più lento è stato misurato da Tsaparis *et al.* (2009) ancora per il Capriolo, nelle foreste di conifere (media 154,8 giorni, estremi 131-186), mentre il più rapido si riscontra nelle aree aperte (media 126,4 giorni, estremi 88- 177). Uno studio condotto nel Parco Nazionale dello Stelvio ha mostrato che le differenze nel tempo di decadimento di *pellets* di Capriolo sono determinate principalmente dalla stagione di deposizione e dall'habitat. Il tempo di decadimento in inverno è 185 giorni mentre in estate i *pellets* si deteriorano più rapidamente (86 giorni – Sotti *et al.* 2008). Nell'Appennino tosco-emiliano (Garfagnana) il tempo medio di decadimento dei *pellet* di Cervo deposti in inverno è risultato di 12,1 mesi (intervallo di variazione 2-27) mentre in estate di 5,8 mesi (1-23, Catullo, 1996).

Tabella 3.4 - Sintesi dei tassi di defecazione (F) calcolati per alcune specie di Cervidi.

Specie	F	Rif.
Capriolo	20(17-23)	Mitchell <i>et al.</i> , 1985.
	14	Dobiáš <i>et al.</i> , 1996
Cervo	25 (19-29)	Mitchell and McCowan 1984
	19	Dobiáš <i>et al.</i> , 1996
	24-33	Mitchell <i>et al.</i> , 1983
Daino	21,4	Mayle <i>et al.</i> , 1996
	$26,5 \pm 2,25^1$	Massei & Genov 1998

¹ Ambiente mediterraneo, periodo invernale. Alla stima è associato l'errore standard.

Il numero di animali per ettaro si ottiene da:

$$N/ha = \frac{N_{PG}/a}{T * F}$$

dove:

N_{PG}/a è il numero di PG per area campionata espressa in ettari

T è il tempo medio di deterioramento per un PG per le analisi relative al FSC

F è il tasso di defecazione.

Una variante della modalità di analisi descritta per il FAR prevede la realizzazione della sola seconda visita e l'inserimento nella formula del tempo di accumulo (TdA) al posto di T (Harkonen & Heikkila, 1999). Questo è possibile identificando un momento che coincida chiaramente con l'inizio del periodo di accumulo del PG, ad esempio la fine del periodo di caduta delle foglie in autunno.

La statistica descrittiva applicata ai PG rinvenuti lungo i transetti consente di ottenere una stima della varianza, da utilizzare per quantificare la precisione. Occorre tener presente che, laddove i transetti effettivamente campionati abbiano lunghezze differenti, a causa di fattori riscontrati sul campo, non è possibile trattare allo stesso modo le UC ed occorre inserire gli opportuni aggiustamenti (si veda ad esempio la varianza per campioni pesati, Buckland *et al.*, 1993) che tengano conto della diversa superficie delle unità di campionamento.

3.9.5 Valutazione dei risultati

Le due modalità di realizzazione della conta dei *pellets* sono caratterizzate da diversi livelli di precisione e di costo complessivo, elementi utili ad orientare la scelta del metodo più confacente agli obiettivi prefissati ed alle disponibilità economiche, logistiche ed organizzative su cui si può contare. La precisione di entrambi i metodi sembra fortemente influenzata dalla densità di popolazione: entrambi sono poco efficaci a bassa densità (<5 capi/km²), dove non sarebbero in grado di rilevare una diminuzione del 10% della popolazione se non dopo molti anni di monitoraggio (Smart *et al.*, 2004).

A parità di condizioni, il FSC produce stime più precise rispetto al FAR, anche se le differenze relative sono piuttosto contenute (Campbell *et al.*, 2004, Smart *et al.*, 2004) e dipendenti dal tempo di accumulo necessario per applicare il FAR. In generale infatti, maggiore è il tempo di accumulo e minore la divergenza nella precisione dei risultati delle due tecniche; va rimarcato tuttavia che se tempi di accumulo sono troppo lunghi si può verificare l'insorgenza di fenomeni di deterioramento dei PG, che determinano una non corretta applicazione della tecnica. La precisione dei risultati ottenibili con il FAR può anche risentire di un maggior numero di unità di campionamento a conta zero e di un campione complessivamente più ridotto, considerato lo sforzo di rilevamento (due visite). La precisione dell'FSC aumenta se i PG sono quantificati mediante *distance sampling* (Campbell *et al.*, 2004).

Anche il FSC presenta alcuni limiti, essendo soggetto ad errori sistematici legati alla difficoltà di rilevamento e classificazione di PG in via di deterioramento (Neff, 1968) ed alla corretta quantificazione dei tassi di defecazione e decadimento. Per queste ragioni, Campbell e collaboratori (2004, area di studio: Scozia) hanno concluso che la stima della densità mediante FAR conferisce una maggior solidità alle scelte gestionali, altrimenti più rischiose in assenza di una corretta quantificazione dei tassi di decadimento dei PG. In apparente contrasto con tali conclusioni, Smart *et al.* (2004) ritengono invece che il FSC sia più affidabile del FAR, tanto da poter essere considerato una valida alternativa ad altri metodi quali *distance sampling* mediante tecnologia ad infrarossi, ma sottolineano come le migliori prestazioni della tecnica dipendano da una corretta quantificazione dei tempi di decadimento, habitat e sito specifici, dei gruppi di *pellets*.

In linea generale dunque, la conta dei gruppi di *pellets* può essere considerata un efficace strumento di monitoraggio della popolazione ma difficilmente può divenire una pratica di routine nell'ambito della gestione venatoria. Il conteggio dei gruppi di *pellets*, potrebbe essere una tecnica da affiancare ai metodi classici di monitoraggio, laddove i dati di consistenza della popolazione prodotti non consentano di rilevarne la dinamica. In tal caso, un rilievo tramite *pellet count* ogni 2-5 anni con un adeguato sforzo di campionamento potrebbe essere sufficiente a verificare eventuali cambiamenti nella consistenza della popolazione (Smart *et al.*, 2004). La realizzazione di uno studio pilota appare tuttavia indispensabile per accertare quale delle due modalità di applicazione sia più idonea al contesto ambientale ed agli obiettivi previsti e per ottenere informazioni circa la capacità di risoluzione della tecnica in funzione dell'entità delle variazioni demografiche che si desidera rilevare.

3.10 Altri metodi

3.10.1 Trappolaggio fotografico

Il trappolaggio fotografico con attivazione tramite infrarossi è una tecnica relativamente economica e non invasiva che consente di catturare immagini di animali in movimento, sia durante il giorno sia nelle ore notturne.

La tecnica è stata utilizzata, spesso con buoni risultati, per rilevare la presenza di specie particolarmente elusive o presenti in aree caratterizzate da fitta copertura, e pertanto difficili da ispezionare. Inizialmente il trappolaggio fotografico è stato utilizzato anche con l'intento di ricavare un indice di abbondanza di popolazione – il numero di fotografie per unità di tempo – la cui affidabilità è stata tuttavia contestata da molti autori, poiché variazioni non quantificabili nella probabilità di rilevamento possono condizionare il valore dell'indice (Pollock *et al.*, 2002). L'utilizzo del tasso di rilevamento fotografico come indice di abbondanza nasce dalla considerazione che all'aumentare della densità di popolazione anche il numero di contatti con la fotocamera dovrebbe aumentare.

L'applicazione di modelli CMR che utilizzano la "ricattura" fotografica di animali individualmente riconoscibili o marcati si è dimostrata invece efficace per produrre stime di densità di popolazione affidabili, anche se la quantificazione dell'area effettivamente campionata rimane un punto debole ed è stata spesso calcolata con modalità prive di solide basi teoriche e pertanto discutibili. Alcuni autori ritengono che sia possibile derivare stime di abbondanza dal tasso di cattura fotografica solo quando il processo di ripresa è adeguatamente descritto da un specifico modello, anche in assenza di animali marcati o individualmente riconoscibili. L'impianto teorico del modello che descrive il tasso di cattura (ossia il tasso a cui avviene il contatto fra gli individui e la fotocamera) deriva dalla teoria cinetica dei gas, secondo la quale il numero atteso di contatti fra le particelle è funzione del rapporto fra l'area coperta nello spostamento dalle particelle stesse e l'area totale che le

contiene. Per un oggetto come la fotocamera, fermo e con area di rilevamento pari alla sezione di un cono ideale, ben descritta da un angolo e dal raggio, la densità di popolazione in funzione del tasso di cattura fotografica è dato da:



$$D = \frac{y}{t} \frac{\pi}{v r (2 + \theta)}$$

Dove:

y/t è il numero di fotografie nell'unità di tempo,
 v è la velocità di spostamento degli animali,
 r e θ i parametri che definiscono l'area di ispezione della fotocamera (per i dettagli della derivazione della formula si veda Rowcliffe *et al.*, 2008).

Figura 3.19 - Esempio di modello di fototrappola utilizzata per scatti o riprese in sequenza – Foto di Adriano De Faveri (ISPRA)



Figura 3.20 - Immagine notturna di un gruppo di caprioli ottenuta con fototrappola – Foto di Adriano De Faveri (ISPRA).

Nel caso di specie che vivono in gruppi, la densità sarà riferita a questi ultimi e sarà necessaria una stima indipendente della numerosità dei gruppi per ottenere la densità di popolazione. La varianza può essere calcolata con il *bootstrapping* non parametrico, ossia utilizzando un elevato campione di valori di densità calcolate attraverso ricampionamento.

I parametri relativi alla fotocamera (raggio ed angolo di rilevamento) sono di facile quantificazione, mentre più problematica appare la determinazione dei parametri relativi agli individui (dimensione dei gruppi e velocità di spostamento). La velocità di spostamento, in particolare, è soggetta ad ampie variazioni in funzione dell'habitat, della densità di popolazione, della classe sociale, della stagione, ecc. e dovrebbe essere sempre quantificata nell'area oggetto del campionamento.

Gli assunti da cui dipende l'appropriata applicazione del metodo sono sostanzialmente tre:

-
- 1. Gli animali si muovono in modo conforme al modello applicato per descrivere il processo di rilevamento da parte della fotocamera.** In altre parole, gli animali – come le particelle di gas – si muovono indipendentemente l'uno dall'altro ed in modo casuale. Sebbene tale affermazione possa essere considerata poco realistica se applicata alla fauna, Rowcliffe *et al.* (2008) ritengono che il modello fornisca una buona approssimazione del processo di rilevamento degli animali e che si possa ritenere sufficientemente robusto, pur considerando le deviazioni dall'assunto causate dal comportamento degli individui.
 - 2. Le fotografie rappresentano contatti indipendenti fra la fotocamera e gli animali.** L'indipendenza del movimento degli animali rispetto alle fotocamere è legata alla modalità di posizionamento delle fotocamere. La collocazione delle fotocamere in modo da massimizzare i contatti con la specie target o l'insorgenza del comportamento di evitazione della fotocamera a seguito di shock da flash rappresentano alcuni esempi di violazione di questo assunto. Il posizionamento delle fotocamere deve rispettare una precisa strategia di campionamento favorendo al contempo per ciascuna fotocamera la migliore prospettiva per poter rilevare gli animali. Rimane invece problematico il trattamento del rilevamento degli stessi individui/gruppi che entrano ed escono dal campo visivo della fotocamera. L'applicazione di un tempo di latenza fra uno scatto ed il successivo può aiutare a minimizzare l'effetto di questi contatti multipli ma l'approccio migliore rimane quello di definire i contatti indipendenti sulla base di caratteristiche tipiche degli individui o dei gruppi (Rowcliffe *et al.*, 2008).
 - 3. La popolazione è chiusa.** Questo assunto – già discusso in precedenza – può essere ragionevolmente rispettato se il periodo di campionamento è attuato in un arco temporale tanto breve da potersi ragionevolmente considerare nulli i processi demografici che alterano la dimensione della popolazione (emigrazione/immigrazione, nascite e morti).

Sebbene la tecnica sia da ritenersi promettente, le limitazioni cui è soggetta – legate in particolare alla dislocazione casuale delle fotocamere e alla quantificazione dei parametri riferiti agli animali da inserire nella formula sopra riportata – non devono essere sottovalutate. Da un punto di vista teorico, sono necessari stimatori migliori ed una conoscenza più approfondita dell'effetto della variabilità – spaziale e temporale - dei parametri del modello.

In un recente lavoro Rovero & Marshall (2008) hanno misurato il grado di concordanza fra l'indice ricavato dal tasso di cattura fotografica (rapporto tra numero di fotografie indipendenti e n. di giorni in cui la fotocamera è rimasta attiva, riportato a 100) con la densità di popolazione stimata attraverso *distance sampling*, rilevata lungo i medesimi transetti lineari ed applicando la formula della teoria cinetica dei gas, come proposto da Rowcliffe *et al.* (2008). I risultati, riferiti ad una popolazione di Duiker *Cephalophus harvey*, hanno rivelato un'elevata concordanza con le stime ottenute tramite *distance sampling* ($R^2 = 0,90$, densità compresa fra 2,07 e 13,32 ind./Km²) mentre la formula di conversione di Rowcliffe *et al.* (2008) sembra generare una sovrastima sistematica rispetto al metodo di riferimento (*distance sampling*). In relazione all'indice di abbondanza relativa, gli autori hanno calcolato un miglioramento della precisione all'aumentare dello sforzo di rilevamento, fino ad un picco corrispondente a 250-300 giorni/fotocamera, oltre il quale non è più apprezzabile alcun incremento della precisione.

In conclusione dunque, sebbene l'uso delle fotocamere per il calcolo di indici di abbondanza possa essere ritenuta una tecnica promettente e particolarmente interessante considerato il rapporto costi/benefici nonché di particolare utilità in ambienti caratterizzati da fitta vegetazione, il sistema richiede una calibrazione iniziale e periodica applicando un metodo di referenza, condizione che al momento ne limita fortemente l'applicabilità.

3.10.2 Conteggio dei cervi maschi in bramito

Nel 1977 Langvatn ha ideato un metodo di stima della consistenza delle popolazioni di Cervo basato sulla conta dei maschi in bramito. Successivamente, la stessa idea di base, con alcune varianti, è stata applicata in diversi paesi europei (Bobek *et al.*, 1986, Albaret *et al.*, 1989, Mazzarone *et al.*, 1989, 1991, Ciucci *et al.* 2009, Douhard *et al.*, 2013). Il metodo proposto da Langvatn si basa sulla conoscenza della struttura sociale della popolazione – stimata attraverso avvistamenti diretti o dati di