



**Struttura e dinamica di popolazione del camoscio  
appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) nel  
Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise**



**Relazione finale 2015**

***Alessandro Asprea & Davide Pagliaroli***

## **1. INTRODUZIONE**

Il Piano di intervento operativo per la gestione e conservazione del camoscio appenninico nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, redatto al termine del LIFE Coornata, ha fra le azioni ad alta priorità il proseguimento del monitoraggio attraverso osservazioni standardizzate sui principali nuclei rappresentativi della popolazione, in modo da tenere sotto controllo la struttura e i principali parametri demografici, con particolare attenzione a natalità e mortalità. Grazie al progetto di sistema di monitoraggio della biodiversità, per il 2015 è stato possibile sviluppare parte di quanto previsto dal piano di intervento.

La presente relazione riporta e discute i risultati finali delle osservazioni standardizzate ai branchi e dei conteggi in simultanea.

## **2. AREA DI STUDIO E METODI**

Il monitoraggio della popolazione di camoscio si è focalizzato su quattro aree campione:

- Val di Rose. Quest'area rappresenta una delle zone di presenza storica del camoscio appenninico nel PNALM. Essa include Val di Rose, Sterpi d'Alto lato Fegatelle, Passo Cavuto, M. Boccanera e Valle Risione, e le pendici nord del M. Capraro. Il percorso effettuato è Val di Rose – Passo Cavuto – Valle Risione – Monte Capraro.
- Monte Amaro. Questa è la seconda zona di presenza storica e corrisponde all'intera montagna e le sue pendici. Il percorso effettuato è il crinale di Monte Amaro, dalla zona di bosco fino alla terza punta.
- La Meta. L'area include Val Pagana, il versante sud di Monte Miele, Passo dei Monaci e tutto il Massiccio della Meta compresa la Cordamolla. Il percorso effettuato è Val Pagana – Passo dei Monaci – crinale della Meta
- Tartari. L'area comprende Biscurri, Monte Tartaro e le creste dei Tartari tra la Guarola e il versante che guarda Valle Lunga. Il percorso effettuato è Biscurri – creste dei Tartari - M. Tartaro.

Val di Rose, M. Amaro e La Meta sono aree utilizzate per le osservazioni sin dal 2008, mentre i Tartari vengono monitorati dal 2010.

La metodologia delle osservazioni è rimasta la medesima descritta ormai in più occasioni, pertanto si rimanda alla relazione estiva (Asprea & Pagliaroli 2015) e a quanto sviluppato durante il progetto LIFE Coornata (Antonucci et al. 2011, Latini et al. 2011). Per chiarezza, qui ricordiamo soltanto i metodi di analisi per studiare struttura e dinamica di popolazione.

## 2.1 Parametri di popolazione

I parametri calcolati per l'analisi della struttura e della dinamica di popolazione sono gli stessi stabiliti nel progetto PNALM-ARP e utilizzati in tutti gli anni successivi compreso il progetto LIFE Coornata (Tab. I).

**Tabella I** – Parametri demografici e loro metodo di calcolo utilizzati nell'analisi della struttura e della dinamica di popolazione del camoscio nel PNALM.

Parametro di popolazione	Metodo di calcolo
Tasso di natalità (B)	numero K/numero totale animali
Indice riproduttivo (IR)	numero K/numero F adulte
Rapporto sessi (MM:FF)	numero maschi / numero femmine
Rapporto sessi classe I (MM:FF-I)	numero maschi classe I / numero femmine classe I
Indice di accrescimento annuo (IA)	numero Y/numero totale adulti e subadulti
Tasso di sopravvivenza al 1° anno (SA)	numero $Y_t$ /numero $K_{t-1}$
Indice di sopravvivenza degli <i>yearling</i> (SY)	numero classe $I_t$ /(numero <i>yearling</i> $t_{-1}$ + numero <i>yearling</i> $t_{-2}$ )

Tutti i parametri di popolazione sono calcolati sui numeri massimi per ogni classe rilevati nel periodo di studio. Per numero massimo si intende il numero massimo per quella classe tra le varie repliche effettuate. A tale riguardo, occorre fare un paio di precisazioni.

L'indice riproduttivo (IR) viene calcolato sulla base del numero di femmine di II e III classe. Siccome la distinzione tra queste due classi è quella che presenta più difficoltà e fa registrare le discrepanze maggiori tra repliche o tra operatori diversi (Asprea, 2010), il numero massimo totale delle femmine adulte non viene calcolato sommando i numeri massimi della classe II e della classe III, ma come massimo tra le somme delle femmine di II e III classe considerate insieme in ogni replica. Questo dovrebbe condurre a una stima più conservativa del parametro.

L'indice di sopravvivenza degli *yearling* viene calcolato considerando la somma del numero massimo di *yearling* avvistati i due anni precedenti lungo i medesimi circuiti. Un limite

applicativo di questo indice dipende dal fatto che non è possibile sapere se gli yearling contati i due anni precedenti in una determinata area si siano spostati o se, viceversa, vi sia stato afflusso di altri yearling o subadulti da zone contigue. Il parametro viene pertanto calcolato soltanto riferendolo all'intera popolazione che insiste su un ampio comprensorio, e non sulle singole aree campione. Inoltre, nel 2013 è stato verificato come esso possa essere leggermente sottostimato rispetto a quanto risulterebbe se fosse calcolato come rapporto diretto tra animali di due anni e yearling, cosa che implica il riconoscimento su campo tra gli animali di due e quelli di tre anni (Latini et al., 2014a).

Le analisi statistiche sono state condotte attraverso il software Statistica © Stasoft 7.0.

### **3. RISULTATI**

#### ***3.1 Osservazioni standardizzate ai branchi e struttura di popolazione***

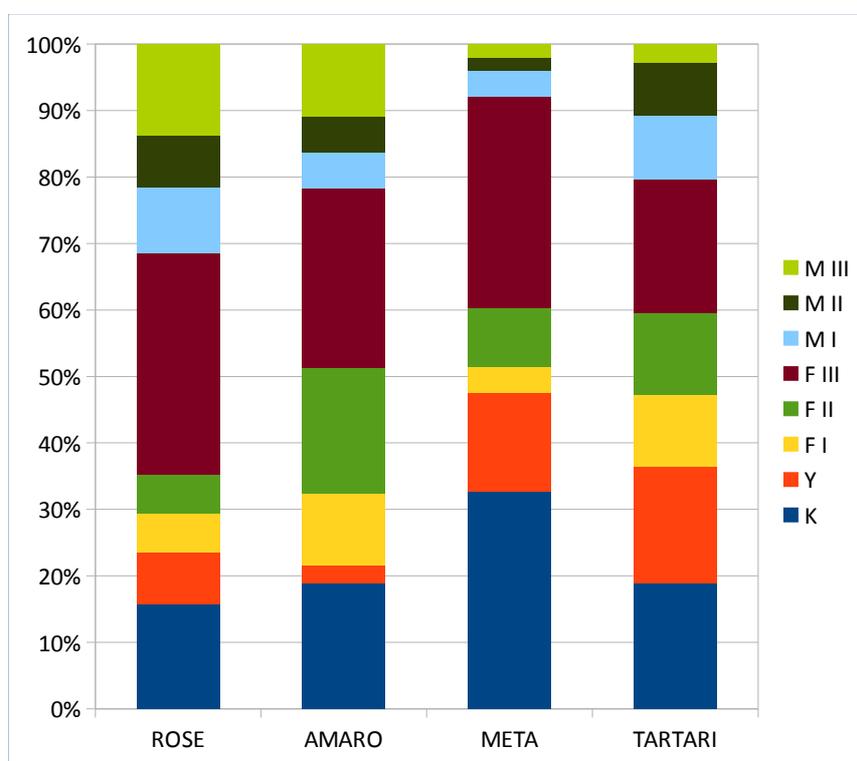
Tra il 2 e il 15 luglio e tra il 29 settembre e il 17 ottobre sono state effettuate in totale 35 uscite su campo e sono state acquisite 31 repliche utili complessive. Nelle 15 repliche autunnali sono stati contati e classificati, in totale, 227 camosci, quindi circa quanto quelli contati in estate (214, Asprea & Pagliaroli 2015), pari a più di un terzo del numero minimo certo risultante dai conteggi in simultanea (v. § 3.2).

**Tabella II** – *Struttura di popolazione in base ai massimi per ogni classe scaturiti da tutte le repliche effettuate quest'anno nelle quattro aree campione. K = kid, Y = yearling, I-II-III = classi di età sensu Lovari (1985), F = femmine, M = maschi.*

<b>Area</b>	<b>K</b>	<b>Y</b>	<b>F I</b>	<b>F II</b>	<b>F III</b>	<b>M I</b>	<b>M II</b>	<b>M III</b>	<b>TOT</b>
V. di Rose	8	4	3	3	17	5	4	7	51
M. Amaro	7	1	4	7	10	2	2	4	37
La Meta	33	15	4	9	32	4	2	2	101
Tartari	14	13	8	9	15	7	6	2	74
Totale	62	33	19	28	74	18	14	15	263
%	23,6	12,5	7,2	10,6	28,1	6,8	5,3	5,7	

Le percentuali di indeterminati sono ulteriormente diminuite rispetto all'estate, raggiungendo lo zero per quanto riguarda gli individui di prima classe, gli indeterminati totali e gli indeterminati per età (cfr Tab. II in Asprea & Pagliaroli 2015). Si ribadisce l'importanza di

mantenere una bassa percentuale di indeterminati, raggiungibile soltanto con personale specializzato, perché la stima dei parametri indicati sopra sia accurata e quindi affidabile. Attraverso i numeri massimi di individui contati per ogni classe di sesso ed età in tutte le repliche estive e autunnali, si ottiene la struttura di popolazione complessiva rappresentata in Tab. II. La concordanza (Kendall's concordance coefficient,  $W$ ) tra la replica estiva e quella autunnale nelle diverse aree è compresa tra  $W = 0,84$  e  $W = 0,90$ . Non si sono registrate differenze significative nella struttura tra estate e autunno in nessuna delle quattro aree campione ( $1,8 < \chi^2 < 10,9$ ,  $df = 7$ ,  $P = n.s.$ ).



**Figura 1** - Variazione spaziale della struttura di popolazione, secondo i dati delle osservazioni standardizzate nelle quattro aree campione. Legenda come in Tab. II.

Nel complesso, le femmine adulte assieme ai kid costituiscono più del 60% della popolazione, gli yearling il 12,5%, i subadulti di 2-3 anni il 16% e i maschi adulti l'11%. Rispetto all'ultimo anno in cui vennero effettuate osservazioni standardizzate (il 2013), non ci sono differenze significative nella struttura di popolazione ( $\chi^2 = 7,9$ ,  $df = 7$ ,  $P = n.s.$ ). Cionondimeno, come mostra il grafico in Fig. 1, la struttura è significativamente diversa nelle varie aree ( $\chi^2 = 207,8$ ,  $df = 21$ ,  $P < 0,001$ ), analogamente a quanto già risultava nel 2012

(Latini et al., 2013a) e nel 2013. A Val di Rose e a Monte Amaro si registra la frazione più bassa di yearling: 2,7 – 7,8% contro il 14,9-17,6% delle altre due aree. In Val di Rose si registra anche la più bassa percentuale di kid: 15,7%, contro almeno il 18,9% di Monte Amaro e dei Tartari e il 33% della Meta (Fig. 1). Significativa l'elevata frazione di kid alla Meta (Fig. 1) rispetto ai Tartari in relazione al numero totale di individui contattati ( $\chi^2 = 4,1$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0,05$ ), sebbene non in relazione al numero di femmine adulte ( $\chi^2 = 1,2$ ,  $df = 1$ ,  $P = n.s.$ ). Come già rilevato in estate (Asprea & Pagliaroli 2015), il tasso di natalità e in minor misura l'indice riproduttivo sono più variabili tra le aree rispetto agli anni precedenti, infatti il coefficiente di variazione è più che raddoppiato rispetto al 2012 (Tab. III; cfr. Latini et al., 2013a) e al 2013. Notevole il risultato alla Meta, con un indice riproduttivo di 0,9 (Tab. III).

**Tabella III** – Stima dei parametri di popolazione nelle quattro aree campione in base ai dati raccolti in tutte le repliche delle osservazioni standardizzate (v. Tab I per il metodo di calcolo). D.s. = deviazione standard tra le aree. CV = coefficiente di variazione.

Area	B	IR	MM:FF	MM:FF - I	IA	SA <sup>a</sup>	SY <sup>b</sup>
V. di Rose	0,157	0,471	0,696	0,600	0,103	0,190	
M. Amaro	0,189	0,538	0,381	2,000	0,034	0,167	
La Meta	0,327	0,971	0,178	1,000	0,283	0,750	
Tartari	0,189	0,609	0,156	0,143	0,277	0,520	
<b>Totale</b>	0,236	0,713	0,388	0,947	0,196	0,458	0,804
D.s.	0,076	0,223	0,215	0,589	0,125	0,280	
CV	0,351	0,344	0,498	0,497	0,719	0,688	

<sup>a</sup> Numero massimo di kid contati nel 2014 lungo i medesimi circuiti durante il conteggio in simultanea: M. Amaro 6, Val di Rose 21, La Meta 20, Tartari 25.

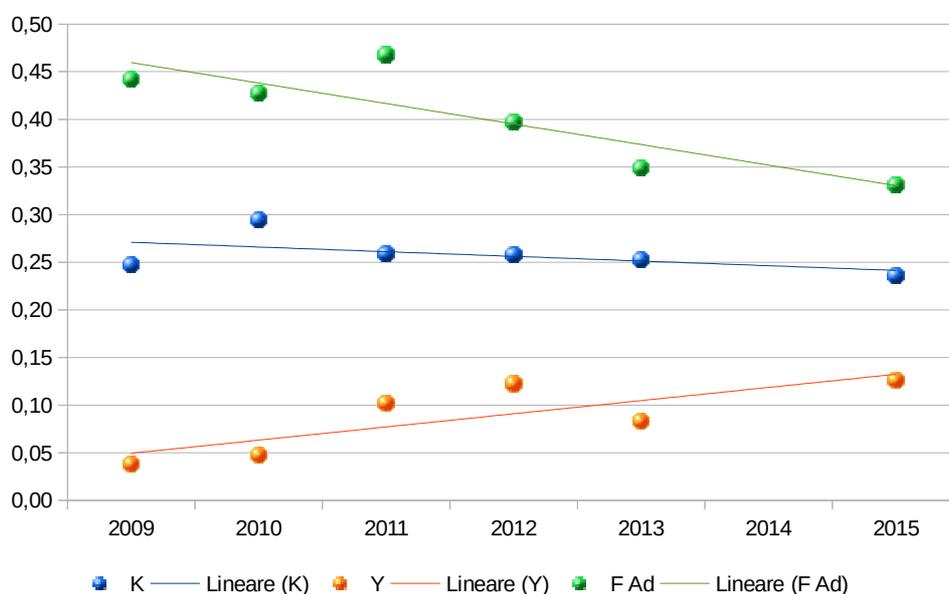
<sup>b</sup> Numero totale di yearling contati nelle medesime aree nel 2013 e nel 2014: 20 e 26, rispettivamente.

Un parametro demografico molto variabile è come sempre il tasso di sopravvivenza dei kid nel primo anno di vita, ancora sotto il 20% a Monte Amaro e in Val di Rose, che raggiunge invece il 75% alla Meta (Tab. III). Concordemente, l'indice di accrescimento annuo, insieme a SA il parametro più variabile, è maggiore nelle aree meridionali del Parco rispetto a quelle centrali, come rilevato più volte negli ultimi anni (Tab. III).

Il rapporto sessi è sempre sbilanciato in favore delle femmine, soprattutto alla Meta e ai Tartari (Tab. III) dove la contattabilità dei maschi è più bassa. Tuttavia, è significativo il fatto

che, nel complesso, sia quasi paritario all'interno della prima classe (Tab. III), così come già rilevato in passato (Asprea 2009 e 2010), segno che non sussistono squilibri alla nascita né differenze di mortalità tra i sessi nei primi anni di vita.

L'elaborazione diacronica dei dati delle osservazioni standardizzate dal 2009 a oggi evidenzia come, complessivamente, la proporzione di kid sia quasi costante (Fig. 2); è invece in aumento la percentuale di yearling (Spearman,  $R = 0,83$ ,  $P < 0,05$ ; Fig. 2) ed è in diminuzione quella delle femmine adulte (Spearman,  $R = -0,88$ ,  $P < 0,05$ ; Fig. 2). Sebbene con  $N < 7$  i test di correlazione non parametrica vadano presi con cautela perché l'eventuale dispersione potrebbe coprire l'effettiva correlazione o suggerirne una falsa (Fowler & Cohen 1993), queste due tendenze sembrano piuttosto consistenti.

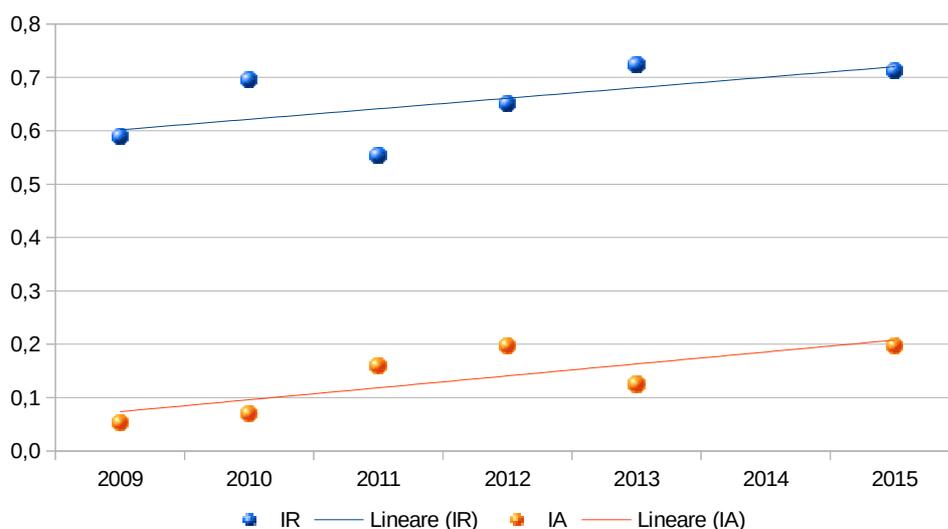


**Figura 2** – *Tendenza delle percentuali di kid (K), yearling (Y) e femmine adulte (F Ad) nella popolazione di camoscio secondo i dati delle osservazioni standardizzate dal 2009 a oggi.*

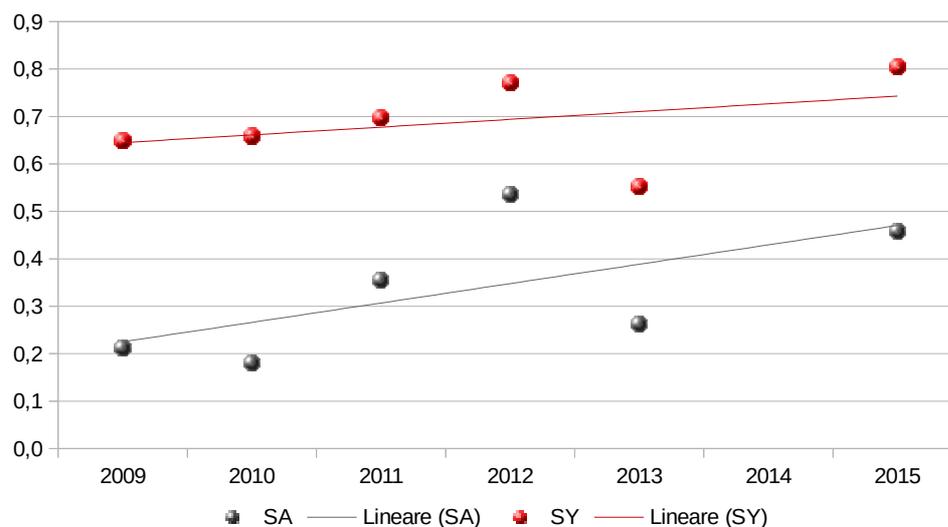
L'anno scorso era stato già rilevato un calo del numero di femmine adulte in diverse aree del PNALM; il risultato di quest'anno confermerebbe questa tendenza. Evidentemente, l'invecchiamento della popolazione sta mostrando gli effetti determinati dallo scarso ricambio causato dalla bassa sopravvivenza dei kid negli anni 2009, 2010 e 2011, fatto che spiega perché oggi sia diminuita la frazione di femmine dai 4 anni in su. Questa situazione, dunque, non sorprende.

Sebbene spazialmente più fluttuanti rispetto a pochi anni fa, i valori dei parametri B e IR si

collocano all'interno della variazione intorno alla media storica, confermando come la produttività della popolazione di camoscio nel PNALM sia il fattore demografico più stabile nel tempo. Negli ultimi sei anni, l'indice riproduttivo mostra anzi una tendenza positiva (Fig. 3). Positiva è anche la tendenza dell'indice di accrescimento (Fig. 3), confermata dal fatto che il tasso di sopravvivenza dei kid, dopo una fase calante e i minimi toccati nel 2009 e 2010, adesso è in fase tendenzialmente positiva (Fig. 4); del resto, questi due parametri sono fra loro correlati (Spearman,  $R = 0,94$ ,  $P < 0,05$ ).

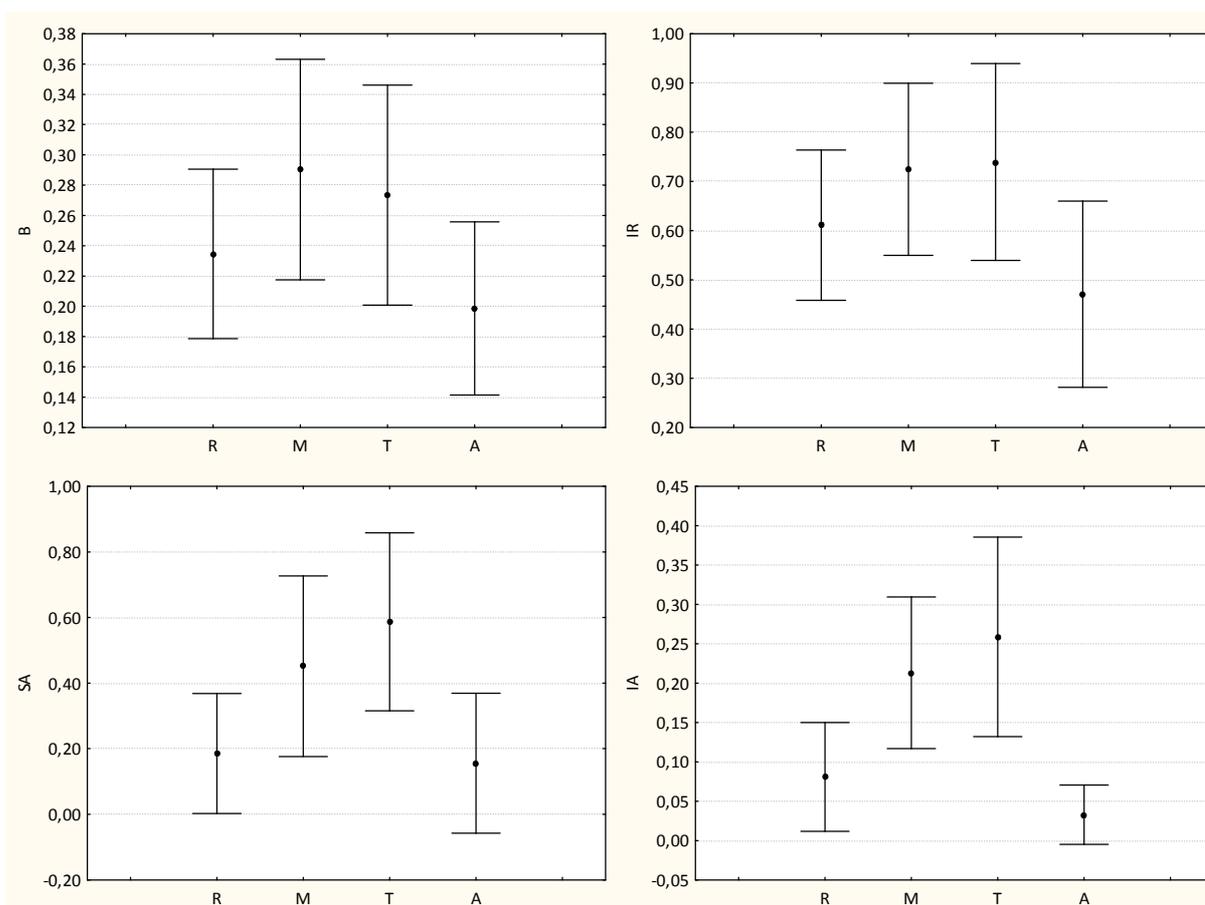


**Figura 3** – Andamento annuale dell'indice riproduttivo (IR) e dell'indice di accrescimento annuo (IA) in base ai dati delle osservazioni standardizzate condotte dal 2009 a oggi.



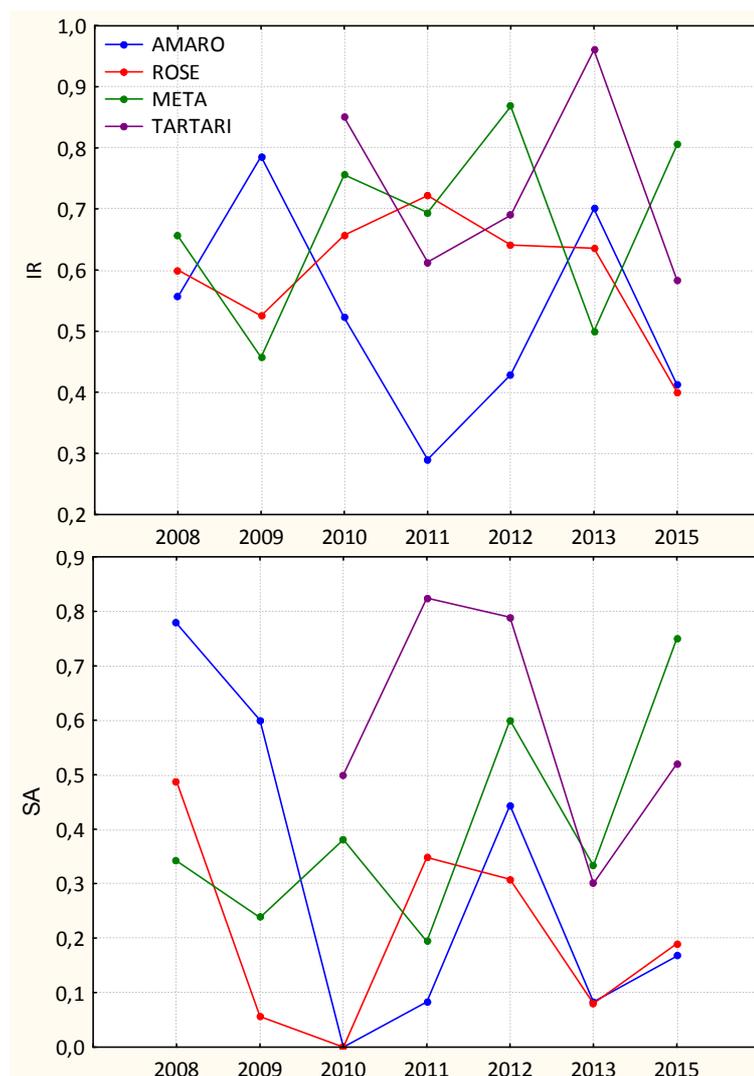
**Figura 4** – Andamento annuale del tasso di sopravvivenza dei kid al primo anno (SA) e dell'indice di sopravvivenza degli yearling (SY) in base ai dati delle osservazioni standardizzate condotte dal 2009 a oggi.

Quest'anno, infatti, in base alle osservazioni standardizzate, la sopravvivenza dei kid è complessivamente di poco inferiore al 50% (Tab. III) ed è aumentata rispetto al 26% registrato nel 2013 ( $\chi^2 = 3,3$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,07$ ). Le tendenze di questi parametri però, visto anche il basso N, per ora non sono significative. Positivo, ma sempre in modo non significativo, risulta anche l'andamento dell'indice di sopravvivenza degli yearling (Fig. 4). Riguardo questo indice, registriamo un valore finale di 0,80 (Tab. III) ben più elevato rispetto alla stima estiva (cfr Asprea & Pagliaroli 2015). Come già sottolineato, questo indice ha una serie di limiti applicativi e potrebbe anche sottostimare il valore reale (Latini et al. 2014a). Ad ogni modo, la sua tendenza positiva non deve nascondere le sue forti oscillazioni annuali: nel 2013, per esempio, era molto più basso (Fig. 4); la mortalità degli yearling che si somma a quella dei kid è ovviamente un fattore ulteriore che incide sulla dinamica di popolazione anche nel breve periodo.



**Figura 5** – Variazione spaziale dei principali parametri demografici (B, IR, IA, SA) cumulando i dati delle osservazioni standardizzate dal 2010 a oggi nelle quattro aree campione (R = Val di Rose, M = La Meta, T = Tartari, A = Monte Amaro). I punti indicano la media, le barre l'intervallo di confidenza 95%. B:  $F(3;16) = 3,05$ ,  $P = 0,06$ ; IR:  $F = 3,7$ ,  $P < 0,05$ ; IA:  $F = 5,9$ ,  $P < 0,01$ ; SA:  $F = 11,2$ ,  $P < 0,001$ . L'ANOVA è stato eseguito dopo aver verificato l'omogeneità delle varianze (Levene test,  $0,09 < F < 0,98$ ,  $P = n.s.$ ).

I branchi delle diverse aree mostrano come sempre dinamiche parzialmente differenti. Mediamente, i nuclei più performanti, secondo tutti i parametri considerati, restano quelli della Meta e dei Tartari, come si evince dall'analisi dei dati cumulati dal 2010 a oggi (Fig. 5). Le differenze risultano quasi sempre significative; l'unico parametro che non differisce tra le quattro aree è il tasso di natalità, sebbene la differenza sfiori comunque la significatività (Fig. 5).



**Figura 6** – Andamento dell'indice riproduttivo (IR) e del tasso di sopravvivenza dei kid (SA) nelle quattro aree campione dal 2008 a oggi. I Tartari hanno cominciato a essere monitorati nel 2010. Si noti la ripresa di SA in tutte le aree nel 2015.

La variazione nel tempo dei principali parametri demografici non è concordante tra le aree, come mostrato per esempio dall'andamento dell'indice riproduttivo e del tasso di

sopravvivenza dei kid al primo anno (Fig. 6). È stata rilevata una correlazione positiva soltanto tra Monte Amaro e i Tartari per l'indice riproduttivo (Spearman,  $R = 0,9$ ,  $P < 0,05$ ) e tra Val di Rose e ancora i Tartari per quanto riguarda la sopravvivenza dei kid (Spearman,  $R = 0,9$ ,  $P < 0,05$ ; Fig. 6). Questo tipo di dinamica diversificata spazialmente è stata messa in luce più volte in questi anni e ha costituito uno dei principali elementi discussi durante il progetto LIFE Coornata per preparare il piano di intervento (Latini et al. 2013 *a, b*).

Va osservata l'ampia oscillazione annuale della sopravvivenza dei kid, probabilmente il fattore che più di altri sta influenzando il tasso di crescita della popolazione (Latini et al. 2014; vedi anche § 3.2), con le forti diminuzioni avvenute tra 2008 e 2010 e tra 2012 e 2013, e l'aumento del 2015 rispetto al 2013 in tutte le aree (Fig. 6).

### **3.2. Conteggi in simultanea e trend della popolazione**

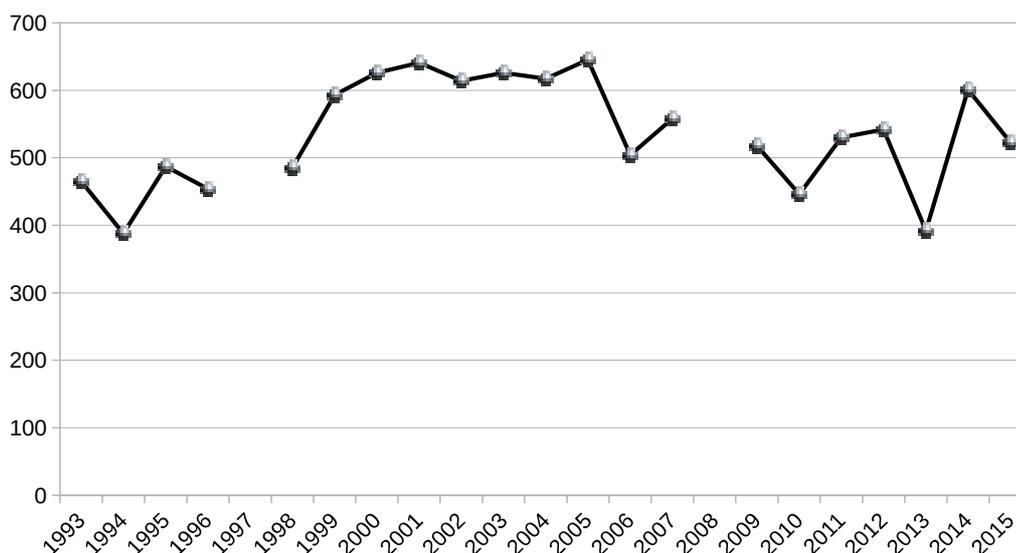
I conteggi in simultanea sono stati effettuati in luglio e ottobre, come sempre, impiegando 8 uscite complessive, e hanno fatto registrare un numero minimo di camosci (Minimum Number Alive, MNA) quasi identico: 522 in estate e 523 in autunno (Tab. IV).

**Tabella IV** - *Struttura di popolazione del camoscio appenninico, secondo le migliori repliche del conteggio in simultanea effettuato a luglio e ottobre in tutto il PNALM.*

	Kid	Yearling	Femmine adulte	Maschi adulti	Indeterminati adulti	Indeterminati per sesso ed età	Totale
<b>Luglio</b>	132	68	202	55	53	12	522
<b>%</b>	23,3	13,0	38,7	10,5	10,2	2,3	
<b>Ottobre</b>	110	69	231	55	44	14	523
<b>%</b>	21,0	13,2	44,2	10,5	8,4	2,7	

Il MNA del 2015 si colloca tra i valori più alti registrati negli ultimi dieci anni, sebbene sia in flessione rispetto al 2014 (Fig. 7). Va inoltre sottolineato come quasi un quarto di tale valore sia rappresentato dal nucleo di camosci presente sul massiccio del Marsicano. Nelle repliche estive, qui si erano già contati 113 camosci, numero poi cresciuto a 130 in autunno. Il nucleo del Marsicano starebbe mostrando un trend positivo. Parte di questo risultato dipende certamente dall'aumentato sforzo messo in campo per coprire l'area (si ricorda che dal 2014 il conteggio sul Marsicano viene effettuato con specifiche sessioni

lungo 8 circuiti, a fronte dei due soli praticati fino all'anno precedente). Tuttavia, il confronto con l'autunno del 2014 fa sospettare che la tendenza possa essere reale: in relazione al MNA totale, i 130 animali di quest'anno sono un aumento significativo rispetto ai 90 del 2014 ( $\chi^2 = 11,6$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0,001$ ); inoltre, sono aumentate le percentuali di yearling e di femmine adulte, sebbene queste differenze non siano significative.



**Figura 7** - Andamento del MNA di camosci nel PNALM secondo i dati dei conteggi in simultanea dal 1993 al 2015. Per ogni anno è stata considerata la replica migliore.

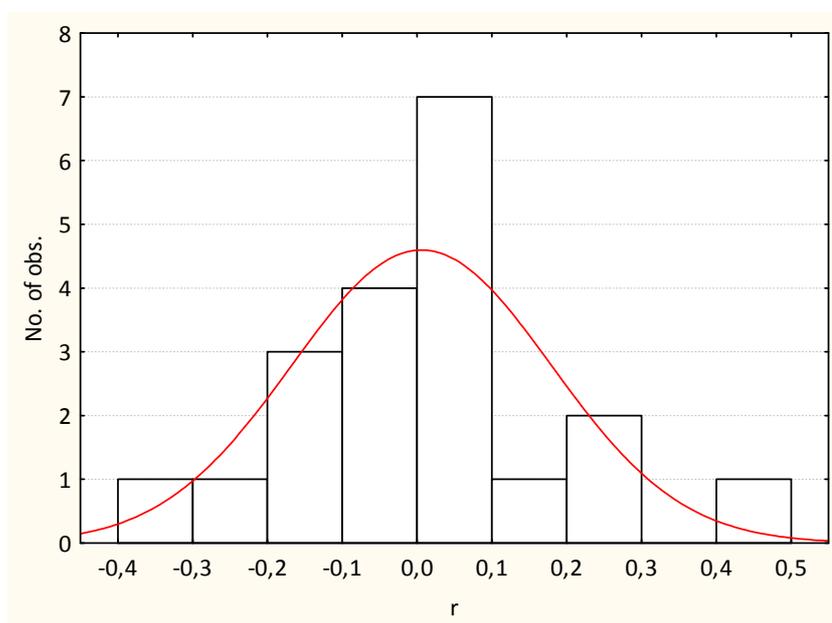
**Tabella V** – Tasso finito di crescita medio annuo ( $\lambda$ ) della popolazione di camoscio nel PNALM stimato attraverso il coefficiente angolare della retta di regressione del logaritmo naturale del MNA in funzione del tempo e in base alla relazione  $\lambda = e^r$ , con  $r$  tasso intrinseco di incremento annuo.

Periodo	$\lambda$	95% CI
1993 - 2000	1,052	1,008-1,099
2000 - 2005	1,002	0,989-1,016
2005 - 2015	0,987	0,957-1,019
Totale (1993 - 2015)	1,003	0,992-1,014

Nel complesso, la popolazione di camoscio nel PNALM continua a mostrare l'andamento già messo in luce durante gli anni di LIFE, ossia una oscillazione dei parametri demografici nel breve periodo con fasi di trend negativo (come quella degli anni 2008-2011), e fasi con trend positivo (gli anni più recenti). Il tasso annuo finito di crescita ( $\lambda$ ) degli ultimi dieci

anni, stimato attraverso il coefficiente angolare della retta di regressione del logaritmo naturale del MNA sul tempo (Eberhardt & Simmons 1982, Caughley & Gunn, 1996, Largo et al. 2008), continua a fluttuare intorno a 1, sebbene la media rimanga in territorio negativo e su valori inferiori ai due periodi storici precedenti (Tab. V).

Ripetendo un'analisi già fatta in passato, la distribuzione di frequenza del tasso intrinseco di incremento annuo  $r$  dal 1993 a oggi continua a non differire da una normale e la media a non discostarsi significativamente da zero (Fig. 8), in accordo con quanto succede in genere in popolazioni mature che persistono da lungo tempo in una determinata area (Caughley & Gunn 1996, Hone 1999).

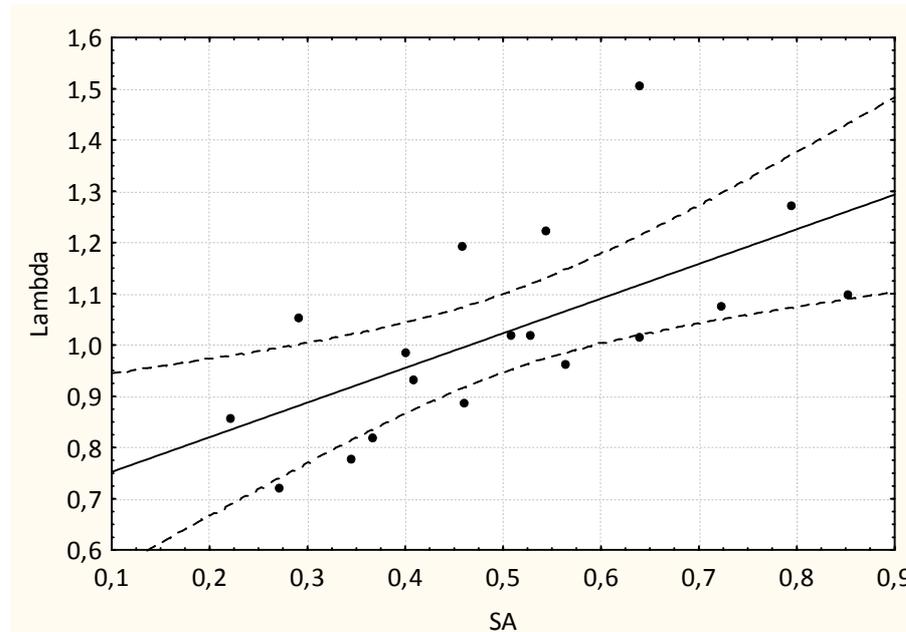


**Figura 8** – Distribuzione di frequenza del tasso intrinseco di incremento annuo ( $r$ ) in base ai dati dei conteggi dal 1993 a oggi (Skewness = 0,260, Kurtosi = 0,510, Shapiro-Wilks test di normalità:  $W = 0,984$ ,  $P = 0,97$ ).

Dal modello di regressione lineare multipla costruito per analizzare l'effetto sul tasso finito di crescita degli unici tre parametri che possono garantire una certa accuratezza anche quando sono calcolati con i dati dei conteggi (tasso di natalità, indice di accrescimento annuo e tasso di sopravvivenza dei kid al primo anno), emerge che il tasso di sopravvivenza dei kid al primo anno è l'unico fattore dei tre a essere significativo (Tab. VI). In effetti, nel modello di regressione lineare semplice, questo parametro spiega da solo il 40% della variabilità di  $\lambda$  (Fig. 9). Anche questo risultato conferma quanto già emergeva al termine delle attività di monitoraggio effettuate durante il LIFE (Latini et al. 2014).

**Tabella VI** – *Regressione lineare multipla di tre parametri di popolazione sul tasso finito di crescita secondo i dati dei conteggi in simultanea dal 1993 al 2015. ( $R^2 = 0,47$ ,  $F_{3,14} = 4,1$ ,  $P < 0,05$ ). Intercetta:  $B = 0,93$  ( $0,27$  SE),  $t = 3,4$ ,  $P < 0,01$ .*

Variabile	$\beta$	SE ( $\beta$ )	B	SE (B)	t	P
B	-0,028	0,201	-0,129	0,933	0,72	n.s.
IA	-0,468	0,343	-2,868	2,102	-1,59	n.s.
SA	1,023	0,343	1,096	0,372	3,67	0,010



**Figura 9** – *Relazione tra tasso di sopravvivenza dei kid al primo anno (SA) e tasso finito di crescita medio annuo (lambda) in base ai dati dei conteggi dal 1993 a oggi ( $N = 18$ ;  $y = 0,6849 + 0,6761x$ ;  $R = 0,63$ ,  $R^2 = 0,40$ ,  $P < 0,01$ ).*

In conclusione, la sopravvivenza dei kid sembra continuare a essere il fattore centrale che regola la dinamica di popolazione del camoscio nel PNALM, sulla quale certamente si inserisce la mortalità addizionale degli yearling, il cui effetto, però, potrà semmai essere stimato soltanto quando si saranno accumulati ulteriori anni di campionamento dettagliato (cioè da osservazioni standardizzate).

Il fattore in più che sembra emergere ultimamente è la diminuzione del numero di femmine adulte, iniziata già l'anno scorso ed esemplificata in particolare dal brusco calo di individui alla Meta tra il 2013 e il 2014. Naturalmente, occorrerebbe qualche altro anno di monitoraggio per sviluppare un'analisi affidabile di questa apparente tendenza. In ogni caso, il fenomeno, come già detto, non sorprende visto che ormai da tempo nel PNALM si

registrava una netta maggioranza di femmine di età maggiore di sei anni, frutto anche del ricambio (*recruitment*) che negli ultimi dieci anni è stato mediamente piuttosto basso e decrescente in alcuni periodi. Alla luce di questo aspetto, diventa ancora più importante monitorare la popolazione anche da un punto di vista sanitario, cosa del resto già prevista dal piano di intervento sviluppato al termine del LIFE Coornata (Latini et al. 2013, 2014b). Per esempio, la possibile insorgenza di un focolaio di keratoconguntivite, sospetto sopravvenuto appena poche settimane fa a riguardo di uno dei branchi più numerosi (La Meta), per il quale però si stanno attendendo conferme da alcune analisi di laboratorio, è una delle minacce alla conservazione che deve far mantenere alta l'attenzione e che impone la necessità di un costante monitoraggio.

#### ***Note sulla sopravvivenza degli individui marcati***

Durante le osservazioni, si è anche registrata la sopravvivenza degli individui marcati ancora presenti nella popolazione. In Val di Rose, sono stati avvistati il maschio Luigino (marca rossa orecchio destro) e la femmina adulta con marca gialla a sinistra, entrambi catturati negli anni 2006-2008; è inoltre tuttora viva Regina, una femmina catturata nel 2011 durante il progetto LIFE Coornata, che quest'anno ha cinque anni di età ed è stata vista associata a un piccolo. Non sono stati più visti Anita, una femmina anziana che pure l'anno scorso aveva un piccolo, né il maschio Leader Maximo, entrambi catturati durante il LIFE; non più avvistata nemmeno una vecchia femmina con marca viola/rosa a sinistra, catturata in anni precedenti al 2008. Alla Meta, delle femmine catturate nel 2011 durante il LIFE, sono state viste Nilde, Nic e Veronica (le seconde due con piccolo), ma non Minetti; siccome quest'ultima era stata vista quasi sempre col branco insieme alle altre, il sospetto che sia morta è purtroppo elevato. Sulla Meta è presente anche Raimondo, il maschio catturato a Val di Rose nel 2011, che adesso ha cinque anni. Una nuova femmina di tre anni di età, catturata il 4 novembre 2015, si è aggiunta al gruppo dei marcati della Meta. L'ultimo avvistamento diretto, effettuato per verificare lo stato di salute post-cattura e il funzionamento del collare, risale al 16 novembre, quando è stata vista insieme ad altri individui e a un piccolo, probabilmente il suo, sul crinale della Meta lato Cavallaro. Attualmente, questi ultimi due camosci sono gli unici con un collare funzionante in tutto il PNALM.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Antonucci A., Di Domenico G., Gentile D., Latini R., Asprea A., Pagliaroli D. & Artese C. 2011. Protocollo per il controllo dei branchi e degli individui di camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) nell'ambito del progetto Life Coornata. pp. 18-22.
- Asprea A. 2009. Status, monitoraggio e conservazione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Struttura di popolazione. Relazione interna all'Ente.
- Asprea A. 2010. Status, monitoraggio e conservazione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Struttura di popolazione. Relazione interna all'Ente.
- Asprea A. & Pagliaroli D. 2015. Struttura e dinamica di popolazione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Relazione interna all'Ente.
- Caughley G. & Gunn A. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science Inc., pp. 452.
- Eberhardt L. L. & Simmons M. A. 1982. Assessing rates of increase from trend data. *J. Wildl. Manage.*, 56 (3): 603-610.
- Fowler J. Cohen L. 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Muzzio Ed., Padova.
- Hone J. 1999. On rate of increase (r): patterns of variation in Australian mammals and the implications for wildlife management. *J. App. Ecol.*, 36: 709-718.
- Largo E., Gaillard J.-M., Festa-Bianchet M., Toïgo C., Bassano B., Cortot H., Farny G., Lequette B., Gauthier D. & Martinot J.-P. 2008. Can ground counts reliably monitor ibex *Capra ibex* populations? *Wildl. Biol.*, 14 (4): 489-499.
- Latini R., Gentile L., Asprea A., Pagliaroli D., Argenio A. & Di Pirro V. 2011. Life+ Coornata "Development of coordinated protection measures for Apennine Chamois (*Rupicapra pyrenaica ornata*)". Stato dell'arte delle azioni A4 e C2 – Dicembre 2011. Relazione interna.
- Latini R., Gentile L., Asprea A., Pagliaroli D., Argenio A. & Di Pirro V. 2013 a. Life+ Coornata "Development of coordinated protection measures for Apennine Chamois (*Rupicapra pyrenaica ornata*)". Stato dell'arte delle azioni C2 e C6 – Marzo 2013. Relazione interna.
- Latini R., Gentile L., Asprea A., Pagliaroli D., Argenio A. & Di Pirro V. 2013 b. Piano di intervento operativo per la gestione e conservazione del camoscio appenninico nel parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise – Allegato tecnico. Life+ Coornata "Development of

- coordinated protection measures for Apennine Chamois (*Rupicapra pyrenaica ornata*)”.
- Latini R., Gentile L., Asprea A., Pagliaroli D., Di Pirro V., Argenio A. & Monaco A. 2014 *a*. Life is a risky business: status and conservation perspectives of the last ancient population of endemic Apennine chamois *Rupicapra pyrenaica ornata*. In: Antonucci A. & G. Di Domenico (eds.). 2015. Chamois International Congress Proceedings. 17-19 June 2014, lama dei Peligni, Majella National Park, Italy, pp. 103-109.
- Latini R., Asprea A., Pagliaroli D., Argenio A., Di Pirro V. & Gentile L. 2014 *b*. Potential threats to the historical autochthonous Apennine chamois population in Abruzzo, Lazio and Molise National Park: analysis, valuation and management implications. In: Antonucci A. & G. Di Domenico (eds.). 2015. Chamois International Congress Proceedings. 17-19 June 2014, lama dei Peligni, Majella National Park, Italy, pp. 41-46.
- Lovari S. 1985. Behavioural repertoire of the Abruzzo Chamois, *Rupicapra pyrenaica ornata* Neumann, 1899 (Arctiodactyla: Bovidae). *Sauget. Mitt.*, 32: 113-136.