

Effetti del morso di capriolo sull'accrescimento di cedui di cerro e di castagno[§]

Andrea Cutini^{1*}, Francesco Chianucci¹, Tessa Giannini¹, Rizio Tiberi², Emilio Amorini¹

Accettato il 1 ottobre 2010

Riassunto – Si riportano i risultati di ricerche sull'impatto delle popolazioni di capriolo (*Capreolus capreolus* L.) sulla rinnovazione agamica di cedui di cerro (*Quercus cerris* L.) e di castagno (*Castanea sativa* Mill.) a sette anni dalla ceduzione. Sono state prese in esame sei aree di ricerca permanenti situate nel comprensorio Alpe di Catenaia (AR) e realizzate nel 2002 su superfici tagliate a raso con rilascio di matricine. All'interno di ciascuna area sono state installate delle chiudende per studiare l'evoluzione del bosco in presenza/assenza di ungulati selvatici. I risultati hanno messo in evidenza un impatto differenziato del capriolo sullo sviluppo del ceduo in funzione della specie. Nel caso del castagno l'impatto è risultato trascurabile, con riduzioni di accrescimento conseguenti alla brucatura pari all'1% in area basimetrica e al 4% in volume. Non sono state inoltre osservate conseguenze significative sulla biforcazione dei fusti, indicatore di un potenziale danno economico dal momento che l'assortimento ritraibile da tale specie è la paleria. Nel cerro, invece, l'impatto del capriolo è risultato significativo con riduzioni del 58 % in area basimetrica e del 57 % in volume. Sulla base di quanto emerso vengono svolte considerazioni sulle cause della diversa appetibilità/vulnerabilità delle due specie e sulla necessità di una gestione integrata delle risorse forestali e faunistiche.

Parole chiave: brucatura, danni, capriolo, ceduo, gestione faunistica.

Abstract – Roe deer browsing effects on growth development of Turkey oak and chestnut coppices. Over the last three decades wild ungulates populations in Italy increased to values ranging from 300% to 600%. As a consequence, in Italy as well as in other European countries, situations with high ungulate density and, then, negative effects on the stability and dynamics of ecosystems, are increasing frequently. Starting from these evidences we investigated the effects of roe deer population on the vegetative regeneration of two different broadleaved tree species: Turkey oak (*Quercus cerris* L.) and chestnut (*Castanea sativa* Mill.) coppice stands. In Alpe di Catenaia (Apennines – Central Italy), after coppicing in 2002, we chose six experimental areas where fenced (P) and non-fenced (NP) plots were established. Measurements were performed at the beginning of the study period and in winter 2008 in both P and NP plots. Diameter and height of all sprouts were measured. Results showed a different impact of roe deer on the two species. After seven years chestnut did not show any significant browsing-related damage, while in Turkey oak heavy differences between protected and non-protected areas are present: in NP plots roe deer browsing has produced a significant reduction in basal area (58%) and volume (57%) compared to P plots. The results agree with previous studies and confirm: (a) a selective browsing pressure on Turkey oak; (b) the lasting effect of the early impact after clear cutting, visible even seven years after. Based on the findings, we discussed the need for an integrated management of forest vegetation and forest fauna which should define the density of ungulates not only according to the theoretical carrying capacity of ecosystems, but also considering (i) the preservation of the ecosystem overall functionality, (ii) the forest structure development and (iii) the forest management type.

Key words: Browsing, damage, roe-deer, coppice, game management.

F.D.C.: 451. 2: 222: 176. 1

Premessa

A partire dagli anni '90 le relazioni tra ungulati selvatici e formazioni forestali sono state oggetto di numerosi studi che hanno messo in evidenza la complessità del tema e le numerose interazioni che caratterizzano questo articolato rapporto (JORRITSMA *et al.* 1999; REIMOSER *et al.* 1999; PARTL *et al.* 2002). L'argomento è di notevole interesse ed è particolarmente sentito anche a livello europeo, soprattutto laddove, per varie ragioni, si registrano carichi di ungulati superiori a

quelli attesi in condizioni di naturalità (LATHAM 1999).

Negli ultimi trent'anni il nostro paese è stato interressato da una forte espansione degli ungulati selvatici, in particolare cinghiale (*Sus scrofa* L.) e cervidi, che hanno ampliato in maniera considerevole il loro areale e la consistenza numerica delle popolazioni. Questo fenomeno ha favorito una maggiore complessità degli ecosistemi (CUTINI *et al.* 2007) con riflessi diretti e indiretti di vario tipo tra i quali, non ultimo, l'aver permesso la propagazione del lupo (*Canis lupus* L.) in ampi settori del paese (APOLLONIO 2004).

[§] Il lavoro è stato svolto dagli autori in parti uguali.

¹ CRA-SEL Centro di Ricerca per la Selvicoltura, Arezzo.

² Dipartimento di Biotecnologie Agrarie. Università degli Studi di Firenze. Firenze

* Autore corrispondente andrea.cutini@entecra.it

L'incremento degli ungulati ha significato altresì il sorgere di nuove problematiche, conseguenti all'aumento degli impatti sulla vegetazione e all'interferenza con le attività antropiche. Solo a titolo d'esempio vanno ricordati da un lato gli incidenti stradali causati dagli ungulati selvatici, fenomeno che in Europa fa registrare circa 750.000 casi all'anno (APOLLONIO 2008) e, dall'altro, i danni alle colture agricole e l'estensione di tale fenomeno all'ambito forestale, dove gli impatti negli ultimi anni sono cresciuti a dismisura. Fino a qualche decennio fa gli effetti negativi originati da un eccessivo carico di selvatici interessavano esclusivamente foreste alpine di conifere, per lo più dislocate all'interno di aree protette (PROVINCIA AUTONOMA DI BOLZANO 1997). Negli ultimi anni il problema si è diffuso ulteriormente e con estrema rapidità, arrivando ad interessare anche i boschi cedui. Forma di governo, quest'ultima, che nel nostro paese per circa 2/3 rientra nel regime di proprietà privata e, di conseguenza, riveste un interesse non solo ambientale ma anche economico.

L'origine di tale fenomeno è da attribuire a vari fattori quali la rarefazione o comunque la scarsa incidenza dei predatori naturali, l'ampiezza delle superfici in cui la caccia è vietata e, talora, la presenza di barriere che hanno impedito alla fauna di espandersi omogeneamente nel territorio (BRUNO e LOVARI 1995). A tutto ciò va assommata la minor pressione antropica e i cambiamenti occorsi nell'utilizzo delle risorse forestali, in particolare degli stessi boschi cedui. Negli ultimi decenni questi sono stati interessati da importanti trasformazioni. Si è infatti registrato un aumento della produttività e della complessità strutturale a causa dell'allungamento dei turni, della riduzione complessiva del prelievo legnoso e della scelta, soprattutto in aree demaniali, di procedere all'avviamento ad alto fusto. Tali mutamenti hanno posto le condizioni per una ulteriore espansione dei grandi erbivori selvatici. Il fenomeno ha interessato in maniera più contenuta le aree meridionali del paese, mentre nel resto della penisola sono stati riscontrati, sempre più di frequente, impatti crescenti anche sulla rinnovazione agamica (CHINES *et al.* 1997; GIOVANNINI *et al.* 2003; MENCUCCI e D'AMICO 2006; CUTINI *et al.* 2007). Nonostante ciò, le informazioni disponibili sull'impatto dei cervidi sui boschi cedui sono ancora insufficienti. La causa è da attribuire alla scarsa predisposizione, in ambiente appenninico, ad approcciare il problema in maniera integrata; in ciò si registra una significativa differen-

za con l'area alpina, dove l'integrazione tra gestione faunistica e gestione forestale è un problema, benché complesso, trattato da tempo, come testimonia la nutrita letteratura a riguardo (PERCO 1980; QUAGLINO e MOTTA 1987; MOTTA e QUAGLINO 1989; MOTTA 1995; AMMER 1996; MOTTA 1996).

Al fine di disporre di elementi utili per una più approfondita conoscenza degli ecosistemi e per una gestione integrata delle risorse forestali e faunistiche, il presente lavoro sviluppa una precedente indagine sugli effetti del morso di capriolo (*Capreolus capreolus* L.) su polloni di cerro (*Quercus cerris* L.) e di castagno (*Castanea sativa* Mill.). Tale studio aveva evidenziato un diverso impatto sulle due specie (CUTINI *et al.* 2007). Nel caso del castagno erano stati osservati, nell'anno successivo alla ceduzione, danni da morso su circa la metà dei polloni; tuttavia, a quattro anni di distanza, si registrava un forte recupero in termini di accrescimento dei polloni e una presenza limitata di danni da morso di capriolo. Al contrario nel cerro, nell'anno successivo alla ceduzione, tutti i polloni avevano subito le conseguenze del morso del capriolo; a quattro anni di distanza, un terzo dei polloni mostrava ancora danni consistenti, con una riduzione di accrescimento di circa il 70% rispetto ad aree di controllo (CUTINI *et al.* 2007).

Scopo di questo contributo è esaminare l'entità degli impatti di popolazioni di capriolo sulla qualità e l'accrescimento dei polloni di castagno e di cerro, verificando la capacità di recupero e la presenza di eventuali danni a sette anni di distanza dalla ceduzione. L'analisi degli impatti su popolamenti cedui ormai affermati consentirà da un lato di valutare più compiutamente il rapporto tra capriolo e boschi cedui e, dall'altro, di evidenziare eventuali criticità sotto quello economico, dovute alle ricadute negative sul valore degli assortimenti. Il tema è di indiscusso interesse, non solo perché rappresenta un aspetto della più generale questione dei danni arrecati dalla fauna selvatica alle attività agro-silvo-pastorali, ma anche perché ad oggi sono insufficienti le conoscenze sulle relazioni tra cervidi e boschi cedui.

Materiali e metodi

I rilievi sono stati condotti nell'Alpe di Catenaia (43°37' N; 11°56' E), in provincia di Arezzo, complesso forestale situato nella porzione più orientale del Casentino, al confine con il Parco Nazionale delle

Foreste Casentinesi. Tale complesso, che fa parte del patrimonio agricolo - forestale della Regione Toscana, gestito dalla Comunità Montana del Casentino, si estende per una superficie di 2341 ha, di cui 1702 ricadenti in un'Oasi di Protezione Faunistica istituita dalla Provincia di Arezzo nel 1996. Il territorio analizzato ricade in una zona montuosa tra i 500 e i 1414 metri, caratterizzati da una elevata copertura forestale e dalla presenza di spazi aperti.

All'interno del comprensorio si rinvengono popolazioni di cinghiale e capriolo, i due ungulati più abbondanti e maggiormente distribuiti su tutto il territorio italiano. In base a censimenti, effettuati annualmente nel periodo 2000-2007 con i metodi delle battute su aree campione integrati con dati telemetrici (APOLLONIO *et al.* 2007; BONGI *et al.* 2009), sono state stimate in estate, prima dell'apertura della stagione venatoria, densità per il cinghiale e per il capriolo rispettivamente di 17.83 ± 3.20 e 27.24 ± 1.22 individui ogni 100 ettari.

I rilievi hanno interessato sei aree di ricerca permanenti realizzate dal CRA-SEL, già utilizzate in uno studio precedente (CUTINI *et al.* 2007), delle quali quattro a dominanza di castagno e due a dominanza di cerro. Le aree erano state individuate nel 2002 in tagliate a ceduo, di dimensione variabile tra 1 ha e 1.5 ha, ritenute rappresentative delle caratteristiche medie dei popolamenti presenti nel comprensorio. All'interno di ciascuna area di ricerca, subito dopo l'utilizzazione, erano state delimitate due aree di saggio di circa 225 m² ciascuna (15 x 15 metri), di cui una protetta (P) da apposita chiudenda, mentre l'altra è stata lasciata senza nessuna protezione (NP).

L'attenzione nei confronti del cerro e del castagno è stata motivata dal fatto che queste rappresentano le specie più diffuse e remunerative per tale forma di governo, data la loro elevata produttività e capacità di fornire assortimenti di interesse economico quali legna da ardere e paleria. Allo stesso tempo i boschi cedui, in particolare di specie quercine, rappresentano l'habitat di predilezione per gli ungulati, in particolare per il capriolo (CASANOVA e MASSEI 1989).

I rilievi sono stati eseguiti al termine della stagione invernale 2008 e quindi a sette anni di distanza dalla ceduzione. All'interno delle 12 aree di saggio (6 P e 6 NP) sono state misurate le circonferenze a 1.30 m da terra di tutti i polloni. La soglia minima di cavallettamento per il castagno è stata stabilita in 10 cm di circonferenza, mentre per il cerro tale soglia è scesa a 3 cm di circonferenza. Per il castagno infine sono

stati annotati gli individui con presenza di biforcazioni sotto i due metri di altezza, difetto presumibilmente attribuibile al morso di capriolo. Tale aspetto è stato ritenuto di interesse in considerazione del fatto che il principale assortimento ritraibile dal ceduo di castagno è la paleria.

A partire dai dati raccolti, per ogni area, si è proceduto al calcolo del numero di polloni ad ettaro, dell'altezza media dei polloni, calcolata su un sub-campione di 30 individui (hm), del diametro del pollone di area basimetrica media (dg), dell'area basimetrica (G) e del volume (V). Per la stima del volume si è fatto ricorso a tavole stereometriche generali a doppia entrata per il castagno (MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E FORESTE - IFNI 1988) e a tavole specifiche per i cedui di cerro della Toscana centro-meridionale (AMORINI *et al.* 1998). L'impatto della fauna è stato valutato con criterio oggettivo-quantitativo, calcolando le differenze medie di accrescimento in area basimetrica e volume tra le aree protette e non protette.

All'interno delle aree di saggio è stato poi selezionato, con criterio casuale, un sub-campione di polloni ritenuto rappresentativo delle varie classi diametriche, per un totale di 30 individui per specie e tesi (P e NP) dei quali è stata misurata la circonferenza a 1.30 e l'altezza totale. I dati di diametro e altezza sono stati sottoposti ad analisi della varianza ad una via (ANOVA). Le elaborazioni sono state effettuate utilizzando il software STATISTICA (StatSoft. In. Tulsa. OK. USA).

Risultati

Le principali statistiche relative alle caratteristiche dendrometriche delle aree oggetto di studio sono riportate nelle Tabelle 1 e 2. Anche da una prima analisi si può osservare come l'impatto del morso di capriolo sulla rinnovazione agamica abbia prodotto effetti differenziati tra le due specie. Nel castagno non si rinvengono differenze significative tra aree protette e non protette, sia in termini di densità che di accrescimento medio dei polloni (Tabella 1). Di conseguenza anche il confronto tra i valori di volume calcolati con le tavole di cubatura non mostra differenze significative (Figura 1). I valori di incremento medio annuo in altezza e volume, rispettivamente pari a circa 1 m e 7 m³ ha⁻¹, confermano le notevoli capacità di accrescimento - peraltro caratteristiche della specie -, capacità non influenzate dalla presenza del capriolo. In linea con questo risultato l'analisi della varianza ad una via non

Tab. 1 - Caratteristiche e statistiche delle principali variabili dendrometriche dei cedui di castagno.
Statistics and main mensurational parameters in chestnut coppice stands.

Tesi		Polloni n. ha ⁻¹	G m ² ha ⁻¹	dg cm	hm m
Protetto	Media	5773	11.58	5.0	7.2
	Min	3986	6.44	4.3	5.8
	Max	7449	16.18	5.3	9.2
	Dev.st	1827	5.20	0.5	1.6
	ES	914	2.60	0.2	0.8
	CV	31.7	44.6	9.1	22.6
Non Protetto	Media	6122	11.53	4.9	7.2
	Min	3769	7.65	4.3	5.8
	Max	7419	16.01	5.3	8.5
	Dev.st	1690	4.00	0.4	1.1
	ES	845	2.00	0.2	0.6
	CV	27.6	34.5	8.7	15.7

ha evidenziato differenze statisticamente significative sia per l'altezza che per il diametro medio dei polloni. Per quanto riguarda la presenza di biforcazioni, aspetto non trascurabile nel caso del castagno, dai dati raccolti non sono emerse differenze significative tra aree protette e non protette. La percentuale media (\pm ES) di polloni biforcati nelle aree protette è di 2.61 ± 1.82 %, mentre nelle aree pascolate è di 3.20 ± 0.54 %.

Per quanto riguarda il cerro, i risultati evidenziano, oltre che uno sviluppo più contenuto rispetto al castagno, una maggiore incidenza del morso del capriolo, con valori inferiori sia di densità che di sviluppo dei polloni nelle aree non protette rispetto a quelle protette (Tabella 2). Ciò si riflette su valori di volume che nelle aree protette sono più che doppi rispetto a quelli delle aree non protette (Figura 2).

A conferma di quanto esposto l'analisi della varianza ad una via, condotta su un sub-campione di individui scelto casualmente all'interno delle parcelle di cerro, ha messo in evidenza differenze significative sia per l'altezza che per il diametro medio dei polloni (Tabella 3).

Discussione e conclusioni

Nel caso di studio preso in esame, che può essere ritenuto sufficientemente rappresentativo di molte realtà appenniniche sia per le formazioni e le tipologie forestali presenti che per la consistenza della popolazione di capriolo, l'impatto del morso sulla rinnovazione agamica nelle tagliate a ceduo ha prodotto effetti differenti in funzione della specie. Il

Tab. 2 - Caratteristiche e statistiche delle principali variabili dendrometriche dei cedui di cerro.
Statistics and main mensurational parameters in Turkey oak coppice stands.

Tesi		Polloni n. ha ⁻¹	G m ² ha ⁻¹	dg cm	hm m
Protetto	Media	6768	8.83	3.8	3.5
	Min	3741	3.01	3.2	3.3
	Max	9795	14.65	4.4	3.8
	Dev.st	4281	8.23	0.8	0.4
	ES	3027	5.82	0.6	0.3
	CV	63.3	93.2	21.7	10.9
Non protetto	Media	3331	3.75	3.8	3.2
	Min	2879	3.62	3.5	3.1
	Max	3782	3.88	4.1	3.3
	Dev.st	639	0.18	0.5	0.1
	ES	452	0.13	0.3	0.1
	CV	19.2	4.9	12.1	4.5

castagno non presenta riduzioni di accrescimento significative, riduzioni che si aggirano intorno all'1% in area basimetrica e al 4% per il volume. Il numero di polloni biforcati è risultato trascurabile e comunque da ritenere fisiologico, anche in relazione a cause intrinseche o come conseguenza di eventi meteorici (azione del gelo o del vento). Né, peraltro, sono emerse differenze sostanziali tra aree protette e non protette.

Notevole invece è l'entità dell'impatto registrato nei cedui di cerro che mostrano valori di accrescimento significativamente inferiori a quelli delle aree escluse dal morso. Le perdite di accrescimento in area basimetrica e volume, seppure inferiori a quelle registrate quattro anni dopo il taglio (CUTINI *et al.* 2007), sono risultate superiori al 50%.

Quanto sopra esposto conferma alcune osservazioni sulla dieta del capriolo e, in particolare, la maggiore appetibilità del cerro rispetto al castagno (CASANOVA e DALL'OMODARME 1990; GUALAZZI 2004). Viene altresì confermata l'elevata appetibilità delle specie quercine, così come osservata in precedenti indagini (GILL 1992; KUITERS e SLIM 2002), nonché l'elevata selettività alimentare del capriolo, anch'essa ampiamente documentata (BERGMAN *et al.* 2005; MOSER *et al.* 2008; JARNI *et al.* 2004).

Il diverso impatto del morso del capriolo sulle due specie è da mettere in relazione da un lato con l'elevato contenuto di tannino nei getti e nelle foglie di castagno, fattore che lo rende poco appetibile e, dall'altro, con la rapidità di accrescimento della specie, che anche in questo caso ha mostrato valori di incremento medio più che doppi rispetto a quelli del cerro. In particola-

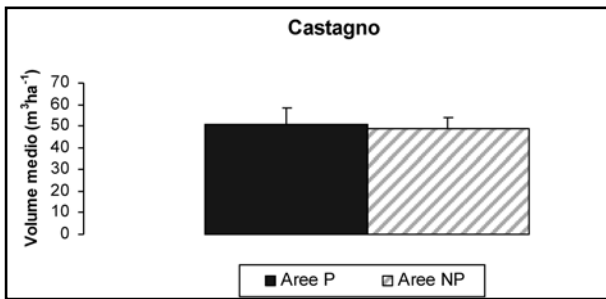


Fig. 1 - Valori medi di volume dendrometrico (\pm es) dei cedui di castagno.
 Mean volume values (\pm SE) in chestnut coppice stands.

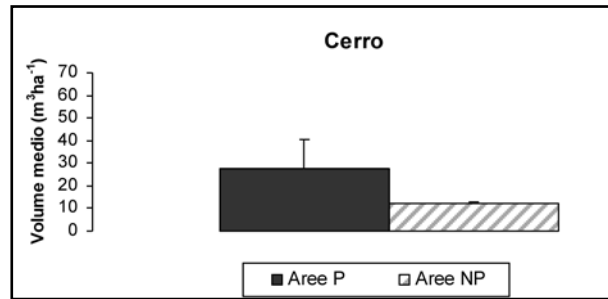


Fig. 2 - Valori medi di volume dendrometrico (\pm es) dei cedui di cerro.
 Mean volume values (\pm SE) in Turkey oak coppice stands.

Tab. 3 - Analisi della varianza del diametro e dell'altezza dei polloni di cerro.
 Analysis of Variance (one-way ANOVA) of diameter and height of sprouts in Turkey oak coppice stands.

Cerro	Tesi	Media	n.oss	dev.st	Gdl	F	P
d (cm)	P	3.5	30	7.26	1/58	16.71	0.000136
	NP	2.4	30	0.81			
h (m)	P	3.50	30	0.78	1/58	7.93	0.006604
	NP	2.93	30	0.79			

re il sostenuto sviluppo longitudinale (in media 1 m all'anno) garantisce ai polloni di castagno di superare rapidamente l'altezza di brucatura, a differenza di quanto avviene per il cerro.

Altro aspetto che merita alcune considerazioni è quello delle relazioni tra consistenza delle popolazioni di ungulati e effetti sulla vegetazione, tema la cui importanza è stata evidenziata da vari autori (REIMOSER 1986; GILL 1992; MOTTA 1995; PUTMAN 1996). Nel caso oggetto di studio si è in presenza di una popolazione di capriolo con carichi ritenuti comunque non eccessivi per l'area appenninica (PROVINCIA DI AREZZO - SERVIZIO CACCIA E PESCA. *com. verb.*). Ciò nonostante il cervide incide fortemente sulla produttività del cerro, con perdite di accrescimento che, a sette anni dalla ceduzione, restano rilevanti e tali da avere profonde ripercussioni sotto il profilo ecologico e, nondimeno, economico. Vale la pena poi sottolineare l'assenza, allo stato attuale, del cervo e del daino che, qualora presenti, potrebbero amplificare in modo esponenziale l'impatto sulle formazioni forestali.

Tali risultati meritano di essere valutati anche alla luce di due aspetti che caratterizzano l'area appenninica: l'ampia diffusione naturale dei cedui e la preponderanza della proprietà privata. Entrambi gli aspetti contribuiscono a prefigurare situazioni di criticità crescenti per quanto riguarda il tema dei danni arrecati dalla fauna, anche a fronte di specifiche misure di corresponsione di indennizzi per tali cenosi.

In linea generale lo studio dimostra che le densità osservate, ancorché inferiori a quelle massime raggiunte dagli ungulati in ambiente appenninico, possono determinare ricadute negative sulle dinamiche di accrescimento dei cedui di cerro. Di contro, è evidente il ruolo strategico delle tagliate a ceduo per gli ungulati selvatici; esse assicurano una notevole disponibilità trofica oltre ad esercitare una forte attrattiva per l'effetto margine (REIMOSER e ELLENBERG 1999; REIMOSER 2005).

Emerge altresì in maniera chiara come il danno degli ungulati non sia più un fenomeno circoscrittibile a certe aree o tipologie gestionali (aree protette, boschi di conifere), ma in grado di interessare tutte le categorie forestali del paese, ivi compresi i cedui. Per tali boschi gli impatti sono notevoli, anche in presenza di densità di cervidi ritenute non eccessive e comunque inferiori ai carichi osservati all'interno di aree protette.

Si può ritenere quindi che, in assenza di specifici provvedimenti, l'entità dell'impatto sulla rinnovazione agamica in cedui di cerro sia tale da alterare gli equilibri di tali cenosi, in particolare mettendo a rischio l'affermazione del nuovo ciclo. Se a tutto ciò si aggiunge la questione degli indennizzi, previsti per le colture agricole ma non per i boschi, ben si comprende come il problema non sia di poco conto. Anche perché, l'ampia estensione delle superfici a ceduo di proprietà privata fa sì che, in prospettiva, la questione dei risarcimenti sia difficilmente sostenibile da un punto di vista eco-

nomico. L'ampliamento della superficie unitaria delle tagliate potrebbe in teoria costituire un accorgimento per il contenimento dei danni da brucatura (GIOVANNINI *et al.* 2003), ma a questa ipotesi fa riscontro la difficoltà di attuare tagli su ampie superfici sia per la frammentazione della proprietà, sia per vincoli di carattere idrogeologico che normativo (FANTONI 2010). Non c'è dubbio, infine, che tale opzione può offrire solo una soluzione tampone e di breve durata.

Si ritiene perciò urgente prendere atto della forte connessione esistente nel nostro paese tra ungulati e boschi cedui. Questo fatto, a fronte dell'importanza e dell'ampia diffusione di tale forma di governo, rende quanto mai opportuno proporre strategie di gestione integrata del patrimonio forestale e faunistico o comunque di "mitigazione dei conflitti" (CUTINI 2006; CUTINI *et al.* 2007). E' inoltre evidente che ipotetiche scelte di politica forestale, quali l'incremento del governo a ceduo e la maggiore estensione delle tagliate - scelte peraltro in controtendenza rispetto a quanto si è registrato negli ultimi decenni - non possono configurarsi come adeguate a contenere in maniera significativa e duratura il danno. Obiettivo quest'ultimo che non può che essere perseguito attraverso un ridimensionamento del carico di selvatici entro valori prossimi alla naturalità o comunque compatibili con la conservazione delle risorse forestali (FANTONI *op.cit.*).

Ringraziamenti

Il lavoro è stato realizzato nell'ambito dei progetti di ricerca "La fauna selvatica nella valorizzazione delle risorse agricole" finanziato dal Mi.P.A.A.F. - Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali e "Relazioni fauna selvatica - ecosistemi forestali" finanziato dall'Ente Cassa di Risparmio di Firenze. Si ringrazia per la collaborazione assicurata il Servizio Caccia e Pesca della Provincia di Arezzo, il dott. Alfredo Bresciani, funzionario del settore Agricoltura della Comunità Montana del Casentino (Poppi, AR) e il personale del Centro Studi per la Fauna Selvatica di Casa Stabbi. Molte persone hanno contribuito alla realizzazione di questo lavoro: a tutte va la nostra riconoscenza. Una menzione particolare meritano: Umberto Cerofolini e Luigi Mencacci, tecnici di ruolo del CRA - Centro di ricerca per la selvicoltura di Arezzo, per aver assicurato l'efficienza dei protocolli sperimentali, il dott. Giovanni Venturi e Alessandro Fois per la collaborazione assicurata nella raccolta

dei dati. Si ringraziano infine i due anonimi Revisori per i suggerimenti formulati.

Bibliografia citata

- AMMER C. 1996 - *Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in Bavarian Alps*. Forest Ecology and Management 88: 43-53.
- AMORINI E., BRANDINI P., FABBIO G., TABACCHI G. 1998 - *Modelli di previsione delle masse legnose e delle biomasse per i cedui di cerro della Toscana centro-meridionale*. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura 29: 41-56.
- APOLLONIO M. 2004 - *Gli ungulati in Italia: status, gestione e ricerca scientifica*. Hystrix It. J. Mamm. 15 (1): 21-34.
- APOLLONIO M., SCANDURA M., BONGI P., GHIANDAI F., LUCCARINI S. 2007 - *Gestione e controllo degli ungulati selvatici nelle aree protette*. Dipartimento di Zoologia e Genetica Evoluzionistica. Università di Sassari. In: LUCIFERI M., GENGHINI M. (a cura di) 2007 - *Valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori di collina e montagna*: 265-286.
- APOLLONIO M. 2008 - *La realtà faunistico venatoria in Europa: l'esempio degli Ungulati*. Atti del convegno "Biodiversità, tutela dell'ambiente e caccia. Quali limiti per una corretta sostenibilità", Arezzo: 13 Dicembre 2008.
- BERGMAN M., IASON G.R., HESTER A.J. 2005 - *Feeding patterns by roe deer and rabbits on pine, willow and birch in relation to spatial arrangement*. Oikos 109: 513-520.
- BONGI P., LUCCARINI S., MATTIOLI L. 2009 - *Il censimento del capriolo in Toscana. Verifica delle metodologie utilizzate e manuale di applicazione*. Compagnia delle Foreste srl. Arezzo, 64 p.
- BRUNO E., LOVARI S. 1995 - *La gestione della fauna selvatica nelle aree protette*. In "Compatibilità delle attività agro-forestali nelle aree protette". Accademia dei Georgofili, Firenze: 93-123.
- CASANOVA P., DELL'OMODARME A. 1990 - *Influenza delle diverse fitocenosi forestali sulla presenza del capriolo (Capreolus capreolus) in ambiente mediterraneo*. L'Italia Forestale e Montana, XLV (3): 183-196.
- CASANOVA P., MASSEI G. 1989 - *Valutazione del carico massimo teorico di cervo, daino e capriolo in alcuni boschi appenninici*. In "Il bosco nell'Appennino", Biondi E. (Ed.); Centro studi Valleremita, Fabriano 219-233.
- CHINES A., GIOVANNINI G., ROSSI I. 1997 - *Offerta alimentare e intensità di brucatura in cedui di macchia mediterranea del Parco regionale della Maremma*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXVII: 443-452.
- CUTINI A. 2006 - *Considerazioni sull'assordante silenzio del mondo forestale in merito alla questione dei "Bambi di Alessandria"*. Forest@ 3 (4): 456-458.
- CUTINI A., BARTOLUCCI S., AMORINI E. 2007 - *Gestione dei boschi cedui di caducifoglie e relazione con gli ungulati selvatici*. Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura (C.R.A.) - Istituto Sperimentale per la Selvicoltura. In: LUCIFERI M., GENGHINI M. (a cura di) 2007 - *Valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori di collina e montagna*: 287-304.

- FANTONI I. 2010 - *Il Casentino degli ungulati*. Sherwood 160: 21-26.
- GILL R.M.A. 1992 - *A review of damage by mammals in north temperate forests: 1 Deer*. Forestry 65 (2): 145-169.
- GIOVANNINI G. 1991 - *Effetti del pascolo di ungulati selvatici sulla rinnovazione agamica in un ceduo di macchia mediterranea*. Monti e Boschi 5: 15-22.
- GIOVANNINI G., CHINES A., GANDOLFO G. 2003 - *Danni da ungulati selvatici in boschi cedui*. Sherwood 9 (1): 9-16.
- GUALAZZI S. 2004 - *Offerta alimentare e utilizzazione da parte di ungulati selvatici. Un'esperienza nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (Toscana)*. Sherwood 10 (7): 25-29.
- JARNI K., ROBIĆ D., BONČINA A. 2004 - *Analysis of the influence of ungulates on the regeneration of Dinaric fir-beech forests in the research site Trnovec in the Kočevje forest management region*. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 74: 141-164.
- JORRITSMA I.T.M., VAN HEES A.F.M., MOHREN G.M.J. 1999 - *Forest development in relation to ungulate grazing: a modelling approach*. For. Ecol. Manage. 120: 23-34.
- KUITERS A.T., SLIM P.A. 2002 - *Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities*. Biol. Conserv. 105: 65-74.
- LATHAM J. 1999 - *Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview*. For. Ecol. Manage. 120: 13-21.
- MENCUCCI M., D'AMICO C. 2006 - *Effetti degli ungulati. Parte seconda*. Sherwood 121: 17-21.
- MINISTERO DELL' AGRICOLTURA E FORESTE 1988 - *Inventario Forestale Nazionale. 1985*. Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura Ed. Trento, 461 p.
- MOSER B., SCHÜTZ M., HINDENLANG K.E. 2008 - *Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places?* For. Ecol. Manage. 255: 1179-1185.
- MOTTA R. 1995 - *Rinnovazione naturale delle foreste di montagna ed impatto degli ungulati selvatici nelle Alpi occidentali italiane*. Monti e Boschi (5): 15-23.
- MOTTA R. 1996 - *Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps*. Forest Ecology and Management 88: 93-98.
- MOTTA R., QUAGLINO A. 1989 - *Sui danni causati dalla fauna selvatica ai popolamenti forestali in Alta Valle di Susa (TO)*. L'Italia Forestale e Montana XLIV (4): 241-260.
- PARTL E., SZINOVATZ V., REIMOSER F., SCHWEIGER-ADLER J. 2002 - *Forest restoration and browsing impact by roe deer*. For. Ecol. Manage. 159: 87-100.
- PERCO F. 1980 - *Foresta e Fauna. Rapporti tra l'ambiente vegetale e la selvaggina erbivora nell'ecosistema delle foreste del Monte Nevoso*. Dendronatura 1 (1): 15-22.
- PROVINCIA AUTONOMA DI BOLZANO 1997 - *L'influsso della selvaggina sul bosco in Alto Adige*. Ufficio caccia e pesca. Ripartizione foreste, 74 p.
- PUTMAN R.J. 1996 - *Ungulates in temperate forest ecosystem: perspectives and recommendations for future research*. For. Ecol. Manage. 88: 205-214.
- QUAGLINO A., MOTTA R. 1987 - *Rilievi sui danni da ungulati al patrimonio forestale del Parco naturale del Gran Bosco di Salbertrand*. Ann. Fac. Sci. Agr. Univ. Torino, vol. XVI: 295-306.
- REIMOSER F. 1986 - *Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform*. VWGÖ-Dissertation. No. 28. University of Agricultural Sciences, Vienna.
- REIMOSER F. 2005 - *Il ruolo della selvicoltura nella gestione faunistica*. Sherwood 112: 19-24.
- REIMOSER F., ARMSTRONG H., SUCHANT. R. 1999 - *Measuring forest damage of ungulates: what should be considered*. For. Ecol. Manage. 120: 47-58.
- REIMOSER F., ELLENBERG H. 1999 - *Forest management systems as a component of ungulate-game pest management with special reference to roe deer and edge effects*. In: Cowan P.D., Feare C.J. (Eds.), *Advances in Vertebrate Pest Management*. Filander Verlag, Fürth. 219-238.