



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

DOTTORATO DI RICERCA IN
GESTIONE SOSTENIBILE DELLE RISORSE AGRARIE, FORESTALI E
ALIMENTARI

CICLO: XXX

COORDINATORE Prof.ssa SUSANNA NOCENTINI

**STUDIO DI TECNICHE TRADIZIONALI E INNOVATIVE
PER LA PREVENZIONE E LA STIMA DEI DANNI DEGLI
UNGULATI SELVATICI ALL'AGRICOLTURA E
ALL'AMBIENTE**

Settore Scientifico Disciplinare: AGR/10

Dottorando

Dott.ssa VERONICA RACANELLI



Tutor

Prof. FRANCESCO SORBETTI GUERRI



Coordinatore

Prof.ssa SUSANNA NOCENTINI



Anni 2014/2017

La ricerca è l'atto di percorrere i vicoli per vedere se sono ciechi.

Plutarco

Le splendide foto della parte introduttiva del presente lavoro sono state realizzate da Carlo Caponi.

SOMMARIO

Premessa	3
Introduzione	7
Il Cinghiale (<i>Sus scrofa</i>)	11
Il Capriolo (<i>Capreolus capreolus</i>)	13
Il Cervo (<i>Cervus elaphus</i>)	15
Il Daino (<i>Dama dama</i>)	16
Indagine sperimentale su sistemi innovativi di difesa dai danni	18
Analisi critica dei sistemi di difesa tradizionali	21
Modelli innovativi di recinzioni elettrificate	24
Introduzione	24
Sperimentazione	27
Materiali e metodi	28
Risultati e discussione	35
Conclusioni	43
Colture alternative e dissuasive	45
Introduzione	45
Sperimentazione	46
Materiali e metodi	50
Risultati e discussione	57
Conclusioni	66
Indagine sperimentale su sistemi innovativi per il rilievo e la stima dei danni da ungulati alle colture agrarie	67
Analisi critica dei metodi di stima applicati	68
Applicazione di Sistemi Aerei a Pilotaggio Remoto per la stima dei danni	70
Introduzione	70
Sperimentazione	72
Materiali e Metodi	73
Risultati e Discussione	75
Conclusioni	76
Conclusioni critiche complessive del lavoro sperimentale svolto	77
Bibliografia	82
Ringraziamenti	88
Allegati	89

Premessa

Lo studio di sistemi innovativi di difesa dai danni provocati dalla fauna selvatica al settore agricolo e forestale è un tema di ricerca assai recente, nato dal manifestarsi in Italia, negli ultimi anni, di un conflitto sempre maggiore fra la componente faunistica e le attività produttive agro-zootecniche che convivono nel medesimo territorio. Tale problematica è nata a causa di molteplici fattori fra loro interconnessi, primo fra tutti, la radicale trasformazione che ha subito l'ambiente rurale. Durante il secondo dopoguerra infatti, si sono succeduti alcuni fenomeni che hanno rapidamente determinato fondamentali cambiamenti nell'assetto dei nostri territori, come lo spopolamento delle campagne e l'abbandono delle coltivazioni dei terreni più difficili, il conseguente incremento delle formazioni boschive, lo sviluppo della meccanizzazione nelle aree a più spiccata vocazione agricola e l'interesse verso nuove tipologie e modalità produttive. In particolare, tali eventi, hanno portato alla scomparsa o alla rarefazione di ambienti di particolare valore ecologico presenti nei territori agricoli e forestali come le colture promiscue, le siepi, i piccoli boschetti, le sistemazioni idraulico agrarie, le zone umide, le aree ecotonali, le praterie di crinale, i prati e i prati-pascolo. Si è creata così una rilevante monotonia ambientale caratterizzata, spesso, da un grave decadimento in termini di biodiversità. Queste condizioni, assieme ad interventi di gestione faunistica e giuridica non sempre razionali e ad azioni di reintroduzione e ripopolamento effettuati dall'uomo senza una corretta valutazione delle loro conseguenze, hanno favorito l'aumento numerico, in particolare, degli ungulati selvatici (capriolo, cinghiale, daino, cervo), che stanno determinando ingenti danni alle attività produttive e all'ambiente (Sorbeti Guerri, 2013).

Per tali specie infatti la colonizzazione di questi nuovi territori è derivata fondamentalmente da due processi: un'espansione naturale delle popolazioni residue dovuta ad una particolare tutela a livello giuridico e ad una maggiore disponibilità di habitat idonei, e l'intervento umano diretto mediante opere di reintroduzione e/o ripopolamento (Apollonio *et al.*, 2014). Tale problematica non è però circoscritta solo all'Italia, ma è ormai risentita a livello europeo, dal momento che la consistenza stimata di ungulati in Europa è di circa 19.000.000 di capi e di questi il 90% è rappresentato da caprioli (54,4%), cinghiali (22,8%) e cervi (14,4%). In particolare la Germania è risultato il Paese Europeo con una maggiore consistenza di ungulati selvatici (ca. 4.000.000 di individui), mentre l'Austria quello con una maggiore densità di capi per superficie (quasi 18 individui stimati su 100 ha). Considerando quindi che la densità della popolazione di ungulati stimata in Toscana è di circa 15 capi su 100 ha, tale valore è quasi equiparabile a quello austriaco (Putman e Apollonio, 2014).

Questo notevole incremento numerico ha così portato ad un eccessivo sfruttamento delle risorse alimentari spontanee indirizzando sempre più spesso gli animali verso l'utilizzazione delle aree coltivate ed accrescendo la confidenza degli stessi nei confronti degli ambienti frequentati e gestiti dall'uomo.

Gli impatti sulle attività umane di tali selvatici non interessano tuttavia il solo settore agricolo, ma anche quello forestale, l'ambiente in generale ed hanno ripercussioni anche sugli aspetti sanitari e sociali, dal momento che con l'aumento smisurato delle popolazioni di ungulati si è assistito, e si assiste tuttora, anche ad un rilevante danneggiamento della rinnovazione forestale e dei prodotti del bosco (ghiande, castagne, ecc.) (Reimoser e Putman, 2011), all'impatto sul suolo e sulle specie animali terricole minori (invertebrati, rettili, mammiferi, ecc.), alla riduzione delle consistenze di molte specie avicole meritevoli di particolare tutela (soprattutto quelle nidificanti a terra) oltre che ad un preoccupante incremento degli incidenti stradali che vedono coinvolti tali selvatici, con conseguenze spesso mortali per le persone e per gli animali stessi (Langbein *et al.*, 2011).

Fra i vari aspetti sopra ricordati è emersa in particolare l'esigenza di individuare reali condizioni di coesistenza fra talune specie selvatiche e gli interessi economici e sociali della componente antropica interessata all'utilizzazione e alla gestione del territorio.

Il perseguimento dell'obiettivo di una gestione faunistica sostenibile che si concretizzi, nel caso degli ungulati selvatici, nel conseguimento di densità agro-forestali ottimali attraverso il contenimento numerico delle popolazioni, deve rappresentare punto fondamentale e di primaria importanza di una auspicabile, corretta e razionale politica che potremmo definire di gestione socio-faunistica del territorio rurale. Con tale obiettivo è possibile ipotizzare non solo la minimizzazione degli impatti di tipo ambientale, sociale, sanitario, ecc. della fauna, ma anche la convivenza delle specie faunistiche, oggi problematiche, con le attività del mondo rurale.

Ma occorre anche rilevare l'importanza che, particolarmente in tale ottica, assume la necessità di ricorrere comunque all'adozione di metodi e di strumenti di prevenzione e/o di protezione la cui conoscenza dovrà diventare patrimonio culturale degli operatori del settore primario alla pari di quanto riguarda la conoscenza delle pratiche agronomiche, della difesa fitopatologica, ecc.

Seppur sia evidente infatti che la presenza di popolazioni di ungulati compatibili con la reale sostenibilità di ciascun comprensorio, anche in relazione alle esigenze delle produzioni, rappresenti il principale provvedimento per una corretta gestione faunistica del territorio, non è verosimile che il raggiungimento di tale obiettivo possa escludere in assoluto situazioni di danneggiamenti. Ripetute esperienze hanno dimostrato, ad esempio, che anche la presenza

di un limitato numero di esemplari può portare a danni localizzati non facilmente compatibili con le esigenze della produzione, in particolare quando si tratta di zone ove insistono coltivazioni di pregio e che non offrono valide alternative alimentari per gli animali (Capaccioli *et al.*, 2017).

Le stesse considerazioni valgono anche per la salvaguardia delle aree boschive e ciò sia quando si tratta di specie che sono più strettamente legate ad un territorio circoscritto, sia quando l'ecologia e l'etologia della specie portano alla formazione di raggruppamenti in aree specifiche. Le dimensioni e la gravità dei danneggiamenti sono dipendenti in tali casi non solo e non tanto dalla carenza di alimenti presenti nell'area quanto, piuttosto, dal particolare richiamo esercitato nei confronti dei selvatici, nei diversi periodi dell'anno, da specifiche fonti trofiche come possono essere talune colture agrarie, rimboschimenti, ricacci delle ceppaie nei boschi cedui, ecc. È in tali situazioni che metodi di prevenzione indiretta come le colture a finalità faunistica, allestite non in modo generico ma realizzate con specie vegetali in grado di esercitare un'attrazione che si equivalga o superi quella delle colture da proteggere, potrebbero fornire un valido contributo alla mitigazione del problema. Le stesse considerazioni valgono anche nel caso della realizzazione di barriere fisiche o psicologiche (recinzioni meccaniche ed elettriche, dissuasori ottico-acustici, uso di repellenti, ecc.).

In conclusione quando il numero di selvatici è contenuto entro limiti sostenibili e le popolazioni sono correttamente strutturate attraverso una gestione rispettosa delle prescrizioni tecnico-scientifiche, i metodi di difesa risultano più facili da applicare, si accresce la loro efficacia, si riduce, nell'insieme, l'impegno economico necessario per realizzarli e si attenua il loro impatto sul territorio. Ciò anche perché il contributo offerto dalle risorse alimentari spontanee, e di eventuali colture finalizzate a scopo faunistico, può risultare sostanziale e proporzionato al fabbisogno delle popolazioni. In tali condizioni, comunque, i selvatici risulteranno meno motivati ad eludere o a violare i sistemi di difesa diretti (La Marca *et al.*, 2017).

Nell'attesa comunque che razionali politiche gestionali consentano di portare le consistenze numeriche delle popolazioni di ungulati a valori più coerenti con le risorse alimentari spontanee disponibili senza arrecare danni alle attività umane e all'ambiente, risulta fondamentale individuare strategie di difesa efficaci e sostenibili che consentano di evitare o almeno di attenuare i danni dei selvatici; solo così si potrà rispondere alle esigenze di conservazione, di salvaguardia della biodiversità, di corretta utilizzazione delle risorse faunistiche e di tutela e valorizzazione delle risorse produttive del settore primario.

Nella situazione attuale poi, per consentire una corretta stima dei danni al settore agricolo al fine dell'indennizzo degli stessi, è particolarmente importante individuare sistemi innovativi

ed evoluti che consentano oggettive valutazioni da parte dei periti in modo da stabilire equi indennizzi per gli agricoltori e corretta gestione dei fondi pubblici da parte degli Enti responsabili dei risarcimenti e che possano inoltre fornire una documentazione utile per la preparazione e pianificazione dei piani di gestione della fauna sul territorio.

Il presente lavoro si pone quindi l'obiettivo di analizzare sistemi innovativi di prevenzione e di stima dei danni da fauna selvatica alle produzioni agricole e all'ambiente, cercando, con tali soluzioni, di attenuare il conflitto fra ungulati ed attività antropiche.

Introduzione

Anno	Capriolo	Cervo	Cinghiale	Daino	Muflone	Totale
2000	8643	88	47332	1137	218	57418
2001	9586	183	49684	1152	105	60710
2002	10817	321	54590	1128	188	67044
2003	11533	376	63700	1222	224	77055
2004	11832	276	47378	1199	211	60896
2005	13859	348	52847	1451	134	68639
2006	15196	333	70890	1632	99	88150
2007	16682	354	72224	1647	115	91022
2008	17321	413	86003	1882	330	105949
2009	20070	533	70501	2164	324	93592
2010	22106	584	67014	2055	236	91995
2011	23433	697	87305	2171	275	113881

Tab.1 Prelievi complessivi di ungulati nei Distretti, AFV, e in interventi di controllo (art. 37 L.R. 3/94) dal 2000 al 2012 (Regione Toscana, Piano Regionale Agricolo Forestale 2012-2015).

profonde trasformazioni nel patrimonio faunistico della Toscana. In particolare si è assistito all'enorme sviluppo delle popolazioni di ungulati (cinghiale, capriolo, daino e cervo), alla ricomparsa dei predatori (lupo) e alla stabilizzazione e all'espansione nei nostri ambienti di specie di uccelli notevolmente impattanti sulle attività umane e sull'ambiente come lo storno, il cormorano, i corvidi, il colombaccio ecc. Tutto questo a discapito di molte altre specie, soprattutto avicole, stanziali (starna, pernice, fagiano) che, non trovando più le caratteristiche ambientali a loro favorevoli e al contempo essendo sempre maggiormente disturbate dai predatori, hanno cominciato inesorabilmente a rarefarsi.

Anno	Capriolo	Daino	Cervo	Muflone	Cinghiale*	Totale
2000	91.872	8.464	2.600	2.934	94.664	200.534
2001	98.151	11.138	2.613	2.424	99.368	213.694
2002	110.162	10.701	2.735	1.906	109.180	234.684
2003	108.011	8.124	2.977	1.954	127.400	248.466
2004	112.893	8.824	2.785	1.841	94.756	221.099
2005	117.223	9.588	3.000	2.936	105.694	238.441
2006	138.366	10.097	3.086	1.161	141.780	294.490
2007	140.639	7.593	3.651	1.760	144.448	298.091
2008	144.586	7.814	3.996	2.543	172.006	330.945
2009	159.858	8.268	4.277	2.433	141.002	315.838
2010	153.134	8.841	3.621	2.562	134.028	302.186
2011	163.336	8.425	4.181	2.270	174.610	352.822

Tab. 2 Consistenze di ungulati stimate in Toscana nei soli Distretti di caccia e nelle AFV dal 2000 al 2011 (Regione Toscana, PRAF 2012-2015).

*Non essendo disponibili stime attendibili a livello regionale, viene valutato che gli abbattimenti di cinghiali (87.300 capi nel 2011), rappresentino circa il 50% del totale degli animali presenti sul territorio.

Per quanto riguarda gli ungulati, nonostante i consistenti abbattimenti che vengono effettuati sia con il prelievo venatorio che tramite l'attività di controllo (Art.37 Legge Regionale 3/94) (Tab. 1), si assiste ogni anno all'aumento delle consistenze delle popolazioni (Tab. 2 e 3) e

di conseguenza a entità degli indennizzi al settore agricolo (Tab. 4) sempre più importanti ed onerose. Su un totale di circa 420.000 ungulati stimati in Toscana, il capriolo rappresenta circa il 50%, il cinghiale il 43%, il daino il 4%, il cervo il 2% e il muflone l'1% dell'intera popolazione regionale e di questi il 40% dei caprioli, il 45% dei daini e il 30% dei cinghiali dell'intero Paese.

Anno	Capriolo	Daino	Cervo	Muflone	Cinghiale	Totale
2011	163.336	8.425	4.181	2.270	174.610	352.822
2015	215.137	11.359	6.567	2.163	183.000	418.226
$\Delta_{2011-2015}\%$	24	26	36	-5	5	16

Tab.3 Incremento percentuale delle consistenze di ungulati in Toscana dal 2011 al 2015.

	Capriolo	Daino	Cervo	Cinghiale	Muflone	Ungulati n.d.
2005	102.261	34.914	33.101	870.904	501	14.220
2006	161.282	38.941	40.717	1.105.863	2.612	16.822
2007	196.210	60.212	30.821	1.719.995	945	15.353
2008	252.144	51.899	67.090	1.587.741	-	28.223
2009	241.577	39.237	48.515	933.384	922	10.063
2010	174.646	41.261	84.347	952.776	-	1.085
2011	165.943	51.454	59.871	1.115.477	40.00	9.164
2012	340.853	59.166	263.291	1.188.760	-	13.425
2013	290.174	82.488	249.185	1.032.950	-	879
2014	301.874	73.468	199.296	1.347.300	-	7.544
2015	386.774	94.130	255.347	1.726.220	-	9.666
Tot	2.615.749	627.170	1.336.178	13.695.704	5.020	126.444

Tab. 4 Entità dei danni da fauna selvatica dal 2005 al 2015 con particolare riferimento all'incidenza dei danni da ungulati (Regione Toscana, Piano Regionale Agricolo Forestale 2012-2015 aggiornato).

Conseguentemente a questi incrementi, i valori di densità di tali specie sul territorio, risultano ben lontane da quelle obiettivo che vengono previste dal Piano Regionale Agricolo Forestale (Regione Toscana, 2012-2015), dalla Normativa Regionale (Regione Toscana, L.R. 9 febbraio 2016, n. 10) e dal nuovo Testo Unico dei Regolamenti in materia faunistico-venatoria (Regione Toscana, Reg. Reg. 48/R/2017); tali norme prevedono infatti dei valori soglia (densità sostenibile) superati i quali sia l'equilibrio tra le diverse specie animali e l'ambiente, sia il mantenimento di una convivenza tollerabile con le attività antropiche, possono essere compromessi.

Ogni specie animale ha infatti nei confronti del proprio habitat specifiche esigenze in termini di: cibo, spazio, riparo, luoghi idonei alla riproduzione, ecc. e ciascun habitat è in grado di fornire solo limitatamente tali risorse. Risulta quindi di fondamentale importanza riuscire a valutare quella che viene definita la "capacità portante di un ambiente", vale a dire il numero massimo di individui di una determinata specie che uno specifico territorio può sostenere

per tutta la durata del loro ciclo vitale. Questa varia in funzione delle stagioni e del tempo e pone in ogni caso un limite alla crescita di una popolazione conseguentemente alla competizione che si instaura tra gli individui per il possesso delle risorse (competizione intraspecifica).

Con l'aumentare della densità aumenta infatti la mortalità e diminuisce la natalità di una popolazione, fino a che le rispettive curve si incrociano; questo punto definisce la capacità portante (K) di un territorio (Fig. 1 A), cioè quel momento in cui la popolazione cessa di crescere poiché il numero dei nati coincide con quello dei morti. Si viene a creare così una funzione logistica o curva logistica (ideata da P.F. Verhulst nel 1838 e successivamente rielaborata e generalizzata da R. Pearl e L.J. Reed): all'inizio la crescita della popolazione è quasi esponenziale, successivamente rallenta, diventando quasi lineare, per raggiungere una posizione asintotica dove non c'è più crescita ($N=K$) (Fig. 1 B) (Odum, 1973).



Fig. 1(A) All'aumentare della densità aumenta la mortalità e diminuisce la natalità di una popolazione, fino a che le rispettive curve non si incrociano definendo K, vale a dire la capacità portante di un territorio.

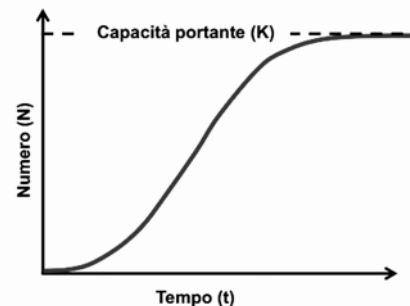


Fig. 1(B) Funzione logistica di una popolazione: all'inizio la crescita della popolazione è quasi esponenziale, successivamente rallenta, diventando quasi lineare, per raggiungere una posizione asintotica dove non c'è più crescita ($N=K$) (curva sigmoide).

Il prelievo sostenibile è quindi funzione della densità di popolazione, della capacità portante e del tasso massimo di crescita. A parità di densità e di capacità portante, le specie con tasso di crescita più elevato possono sostenere tassi di prelievo (“o reclutamento”) maggiori (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

E' quindi utile fare una distinzione fra la densità biologica o biotica, superata la quale, in una determinata popolazione compaiono segni di decadimento fisico negli individui e la densità agro-forestale (Regione Toscana, D.P.G.R. 7 agosto 2002, n. 34, art. 81) (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013), cioè la densità superata la quale si verificano danni eccessivi alle colture agricole o alle componenti forestali; la densità agro-forestale è pertanto un limite di densità stabilito dall'uomo in funzione soprattutto delle tipologie colturali presenti e del loro pregio. Questa ultima è di solito la densità a cui si deve far riferimento nella gestione

faunistica dei territori che interessano significativamente anche aree coltivate, nei quali si deve tenere necessariamente conto delle esigenze socio-economiche degli agricoltori.

Quando si deve gestire una popolazione è bene quindi valutare, come primo *step*, la capacità faunistica del territorio, ossia le specie presenti (aspetto qualitativo) e la quantità di individui appartenenti a ciascuna specie (aspetto quantitativo) che tale territorio è in grado di sostenere. Una volta individuate le potenzialità del territorio e determinato l'areale effettivo e quello potenziale compatibile per ciascuna specie, ai fini della programmazione faunistica è utile definire un valore di riferimento che stabilisca la densità ritenuta desiderabile nel territorio in oggetto. Tale valore è utilizzato come obiettivo da raggiungere o mantenere attraverso gli opportuni strumenti gestionali, in coerenza col dettato normativo (Legge Nazionale 11 febbraio 1992, n°157, art. 10, comma 1) che prevede il conseguimento delle densità ottimali per le varie specie, sia attraverso interventi di riqualificazione ambientale sia attraverso il prelievo venatorio (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

Quando le popolazioni di ungulati superano le capacità portanti di un territorio (Fig. 2) sono quindi inevitabili danni alle produzioni agricole e forestali e all'ambiente, oltre a ripercussioni sul settore sociale, ed è indispensabile cercare delle soluzioni per limitare le conseguenze di tali effetti. Tale scenario è quello ormai tipico del territorio toscano ove le specie che stanno causando sempre maggiori danni, come ricordato in precedenza, risultano il cinghiale, il capriolo, il cervo e il daino; ma per comprendere come difendersi da tali animali e come poter stimare i danni che gli stessi possono causare soprattutto al settore agricolo, è indispensabile conoscere le loro caratteristiche ecologiche e i modelli di gestione che vengono adottati nei diversi contesti territoriali della Regione.



Fig. 2 Cinghiali ripresi con trappola video-fotografica. Si nota la presenza di animali di diverse classi di età. Questa specie raggiunge spesso densità molto elevate, che superano la capacità portante del territorio.

Il Cinghiale (*Sus scrofa*)

In Italia il cinghiale occupa una grande varietà di habitat, dalle aree intensamente antropizzate dei primi rilievi collinari agli orizzonti schiettamente montani. La sua distribuzione geografica sembra limitata solo dalla presenza di inverni molto rigidi, caratterizzati da un elevato numero di giorni con forte innevamento o da situazioni colturali estreme con totale assenza di zone boscate, anche di limitata estensione, indispensabili come zone di rifugio. L'optimum ecologico sembra essere rappresentato dai boschi puri e misti di latifoglie con molto sottobosco, alternati a cespuglieti e prati-pascoli. Il cinghiale è comunque in grado di vivere in qualsiasi ambiente, purché esso gli consenta di soddisfare le proprie esigenze fondamentali (per questo viene definito "animale generico"): disponibilità di rifugio, cibo, ma soprattutto acqua, necessaria per l'insoglio (bagno di fango). In Italia la diffusione del cinghiale si spinge, nella stagione estiva e in area alpina, anche a quote poste oltre i limiti della vegetazione arborea. È chiaro quindi come la maggior parte del territorio nazionale sia particolarmente idoneo per la specie anche se, soltanto un secolo fa il cinghiale era assente da numerose regioni italiane e comunque sporadico in altre, principalmente per il particolare interesse riservatogli per motivi venatori, alimentari e di concorrenza con le attività agricole.

Oggi il cinghiale è uno degli ungulati più diffusi e numerosi sia in Italia, che a livello Europeo, con una consistenza di circa 4 milioni di individui stimati (Apollonio *et al.*, 2010). La diffusione della specie, oltre che alle caratteristiche di rusticità, di adattabilità ai differenti ambienti, di prolificità, di alto tasso di ibridazione, è dovuta agli ampi spazi resisi disponibili a seguito dell'abbandono da parte dell'uomo delle aree più marginali della montagna e della collina, alla diminuita concorrenza per le risorse trofiche da parte degli animali in produzione zootecnica, alla diminuita persecuzione diretta da parte del mondo rurale, alle forti capacità di recupero demografico della specie, alle condizioni climatiche più favorevoli e alle frequenti e diffuse introduzioni non solo a scopo venatorio. La stima delle consistenze delle popolazioni di cinghiale sono particolarmente difficili per cui i dati relativi disponibili risultano affetti da grande variabilità. A livello nazionale mediamente, secondo dati ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), sono stimati al 2013 da 600.000-1.000.000 di individui con una forbice di valori molto ampia (La Marca *et al.*, 2017).

Per ciò che concerne la Toscana, il cinghiale è senz'altro una delle specie più problematiche del patrimonio faunistico regionale e la sua gestione risulta particolarmente complessa per le caratteristiche biologiche ed eco-etologiche già menzionate, per l'interesse che suscita

nelle diverse categorie sociali e per il rilevante impatto che la specie esercita sulle attività agricole, soprattutto in aree che per le loro caratteristiche agricolo-forestali sono particolarmente suscettibili al danneggiamento, come territori a diffusa presenza di vigneti e altre coltivazioni di pregio. Il cinghiale attualmente è presente in Toscana con una densità pari a più del triplo di quella definita come sostenibile dalla Legge Regionale (Regione Toscana, L.R. 9 febbraio 2016, n. 10) fissata in 2,5 capi ogni 100 ha di Superficie Agricolo-Forestale (S.A.F.). Considerando infatti una S.A.F. pari a circa 2 milioni di ha (Regione Toscana, Delibera n. 495 del 22 dicembre 1992), il carico di cinghiali sostenibile dovrebbe assestarsi intorno ai 50.000 esemplari, a fronte degli oltre 180.000 attualmente stimati (Fig. 3). Se poi viene considerato esclusivamente il territorio cosiddetto “vocato alla specie”, le densità raddoppiano.

In Toscana sono stati abbattuti nelle stagioni venatorie dal 2000 al 2011 in media oltre 60.000 cinghiali ad anno nei Distretti di caccia, nelle Aziende Faunistico-Venatorie (A.F.V.) e con gli interventi di controllo; ma nonostante tali sforzi le consistenze delle popolazioni hanno continuato ad aumentare. Questa situazione determina purtroppo pesanti ricadute in termini di danni alle coltivazioni agricole. I dati relativi ai risarcimenti nel territorio a caccia programmata e negli Istituti faunistici della Provincia di Firenze, istituiti ai sensi della L.R. 3/1994, mostrano infatti un notevole incremento dal 2005 in poi dal momento che si è passati da 870.000 Euro di indennizzi liquidati nel 2005 a 1.700.000 Euro di danni risarciti nel 2015. Obiettivi da perseguire sono quindi la prevenzione e riduzione dei danni alle attività produttive, in particolare agricole, la riconduzione ad una zoocenosi il più equilibrata possibile per il contesto geografico, tenuto conto anche degli impatti esercitati dal cinghiale sulle altre specie animali (La Marca *et al.*, 2017).

La gestione del cinghiale, disciplinata a livello regionale nel titolo VI capo II del Testo Unico dei regolamenti attuativi della Legge Regionale 3/1994, è impostata in maniera differenziata nelle aree che sulla base delle caratteristiche ambientali (e in particolare sulla base dell'estensione e frammentazione del bosco, della presenza di colture pregiate o facilmente danneggiabili dalla specie) sono definite vocate al cinghiale e in quelle che invece sono classificate come non vocate al cinghiale (Regione Toscana, Delibera n. 546 del 7 giugno 2016). Nelle aree vocate al cinghiale, la gestione di questo ungulato persegue, attraverso l'attività venatoria, il mantenimento della densità di popolazione a livelli compatibili con le caratteristiche ambientali, con le attività antropiche e con le altre componenti della biocenosi. Gli interventi di controllo sono esercitati per la salvaguardia delle coltivazioni o per ricondurre localmente la popolazione al di sotto della soglia di densità massima sostenibile. Per area non vocata si intende al contrario quella parte di territorio dove la

presenza del cinghiale non è compatibile con le attività agricole e con le finalità degli istituti faunistici dedicati alla produzione naturale della fauna selvatica di interesse conservazionistico e venatorio. In queste aree l'obiettivo degli interventi di controllo e dell'attività venatoria è quello di contrastare attivamente la presenza della specie, perseguendo la sua eradicazione o quantomeno il forte contenimento numerico delle popolazioni. Nei parchi regionali, provinciali e nelle riserve naturali, la gestione della specie deve essere pianificata in funzione dell'impatto del cinghiale sulle fitocenosi naturali, sulle altre specie di fauna selvatica e sulle attività agricole interne e nei territori limitrofi (Monaco *et al.*, 2010).

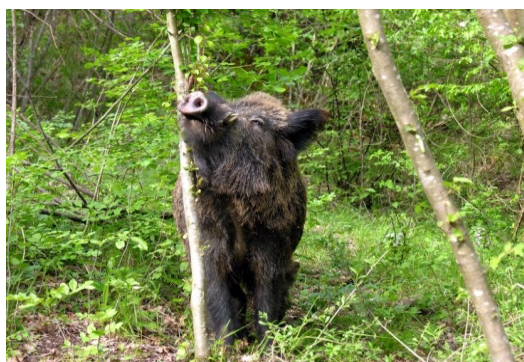
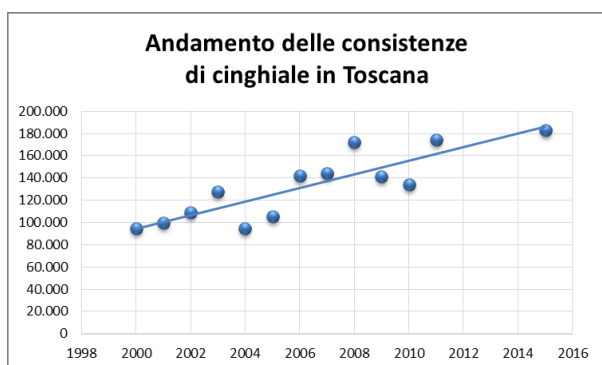


Fig. 3 Andamento delle consistenze di cinghiale in Toscana (PRAF 2012-2015 aggiornato).

Il Capriolo (*Capreolus capreolus*)

Il capriolo è l'ungulato selvatico più ampiamente distribuito in Europa; occupa infatti quasi tutte le tipologie ambientali europee, con consistenze notevoli nonostante l'importante pressione venatoria cui è soggetto. In tempi storici il capriolo era distribuito su tutto il territorio italiano con l'eccezione della Sardegna, ma nella prima metà del secolo scorso subì una drastica diminuzione, da imputare all'antropizzazione che si verificò in quegli anni, quando l'uomo causò un intenso disboscamento di colline e montagne, espanse le attività agro-silvo-pastorali e praticò una incontrollata attività venatoria, a cui seguì un graduale recupero numerico e distributivo. Oggigiorno, in Italia, la specie occupa ambienti che vanno dall'area mediterranea costiera sino al limite superiore delle Alpi. Le ragioni della sua diffusione risiedono principalmente nella elevata capacità di adattamento sia ad ambienti con elevato tasso di naturalità sia ad ambienti con attività antropiche anche intensive. Un'altra caratteristica di questa specie è la sua ubiquitarità in senso altitudinale (Carnevali *et al.*, 2005); il capriolo è infatti distribuito in Italia principalmente in due sub-areali: l'arco alpino che vede la specie presente con continuità su tutto il territorio e l'area appenninica,

dall'Appennino settentrionale, alla Toscana sud-occidentale, all'Umbria, Marche e Abruzzo. La presenza del capriolo è più rarefatta e meno consistente nella parte centrale della catena appenninica mentre è pressoché assente nel meridione (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013). Per quanto riguarda la Toscana, anche in tale regione, il capriolo presenta, ormai dal 2000, un *trend* in continua crescita considerando che si è passati da una consistenza di circa 90.000 capi nel 2000 ad una di circa 178.000 capi nel 2015 (Regione Toscana, P.R.A.F. 2012-2015 aggiornato) assistendo così, in quindici anni, ad una duplicazione della popolazione. L'aumento della consistenza di tale ungulato nella regione e di conseguenza le elevate densità della specie sul territorio, hanno provocato notevoli impatti soprattutto sul mondo agricolo, causando rilevanti danni (circa 380.000 Euro di danni liquidati nel 2015) nei confronti di coltivazioni agricole di pregio come i vigneti (brucatura sulle gemme e sui giovani tralci in primavera ed asportazione dell'uva al momento della maturazione) e gli oliveti (brucatura di foglie e scortecciamento del tronco), ma anche su frutteti (soprattutto sui giovani impianti) e su colture orticole, incidendo negativamente sui bilanci degli Enti responsabili delle pratiche di risarcimento. La gestione del capriolo in Toscana viene effettuata nei distretti di caccia di selezione e nelle Aziende Faunistico Venatorie (AFV) mediante stima delle popolazioni realizzata con vari metodi (osservazione da punti di vantaggio e battute) e redazione e applicazione di piani di prelievo (Regione Toscana, 10 marzo 2017). Anche nel caso del capriolo, sporadicamente ed in particolari realtà ove sono state rilevate consistenze notevoli e gravi danni alle coltivazioni, si sono effettuati prelievi mirati al controllo numerico (Art. 37, Legge Regionale 3/94).

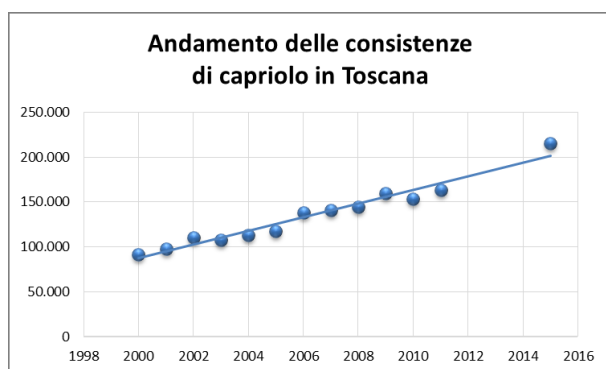


Fig. 4 Andamento delle consistenze di capriolo in Toscana (PRAF 2012-2015 aggiornato).

Nonostante il prelievo effettuato nei Distretti di caccia, nelle AFV e attraverso il prelievo in controllo numerico, che è stato di circa 8600 capi nel 2000 fino ad arrivare a circa 23.000 capi nel 2013 (Regione Toscana, P.R.A.F. 2012-2015), le consistenze non mostrano segni di decremento, ma al contrario il *trend* è in continua crescita (Fig. 4). Negli ultimi anni si è infatti assistito, almeno in talune stagioni, al fenomeno dell'aumento delle densità di capriolo nelle aree maggiormente interessate dalle attività produttive agricole sia per le più

abbondanti e migliori risorse alimentari che queste aree sono in grado di fornire, che per la tendenza della specie a frequentare aree meno confacenti alla presenza di predatori come il lupo (La Marca *et al.*, 2017).

Il Cervo (*Cervus elaphus*)

A differenza di quanto si verifica per il cinghiale e per il capriolo, il cervo (*Cervus elaphus*) presenta in Italia una diffusione territoriale più limitata anche se le densità presenti in talune aree raggiungono valori elevati. Il suo areale si estende oggi su quasi tutto l'arco alpino (con densità che raramente raggiungono valori superiori a 5 capi/100 ha) e in alcuni settori dell'Appennino centro settentrionale. Qui la specie, frutto per lo più di introduzioni relativamente recenti, è in incremento numerico e sta ampliando il proprio areale raggiungendo localmente densità rilevanti (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013) (Fig. 5). Le due maggiori popolazioni di cervo dell'Appennino si trovano in Toscana: popolazione dell'Acquerino e popolazione del Casentino. Sono presenti però anche popolazioni minori distribuite in varie aree della Regione. Per quanto riguarda i cervi presenti nell'area appenninica (A.C.A.T.E.R.: Area del Cervo dell'Appennino Tosco Emiliano Romagnolo) la loro gestione faunistico venatoria ha come scopo la conservazione nel tempo della specie nonché il mantenimento delle caratteristiche naturali delle sue popolazioni in termini di struttura demografica (Regione Toscana, Delibera n.751 del 25 settembre 2016 Allegato A- Regione Toscana, Delibera n.751 del 25 luglio 2016 Allegato B). Le popolazioni presenti in Toscana, esternamente alle aree ACATER, sono rappresentate invece da nuclei o piccole popolazioni di soggetti appartenenti a ceppi geneticamente difformi dalla specie originaria, derivate da fughe accidentali da recinti di allevamento/detenzione avvenute negli anni scorsi (Regione Toscana, Delibera n. 818 del 05 agosto 2016 Allegato A). In totale sono stimati in Toscana da 5.943 a 7.193 capi di cervo, ma non sono al momento disponibili dati di consistenza relativi alle aree protette incluse o circostanti ai nuclei suddetti (La Marca *et al.*, 2017). Lo scopo dell'attività gestionale per le popolazioni presenti in area non vocata, considerate le problematiche causate dai danni attuali e potenzialmente futuri, risulta quello di giungere, anche per annate successive, alla loro eradicazione. Ciò, appare conforme a quanto in merito indicato dalle Linee Guida ISPRA. Per quanto riguarda l'impatto del cervo sugli ecosistemi delle aree montane e collinari sono da mettere in evidenza gli elevati danni che la specie può arrecare sia alla componente forestale (rinnovazione naturale, rimboschimenti) che alle produzioni agricole (cerealicole, orticole, vitivinicole, frutticole), ai pascoli, alle colture vivaistiche, ecc. quando le densità raggiungono livelli non compatibili

con le risorse disponibili. In tali aree la presenza di popolazioni di cervo particolarmente consistenti determina spesso importanti sottrazioni delle risorse potenziali, oltre che problemi di conservazione del cotico erboso dei pascoli e quindi conseguenti danni al settore zootecnico. I danni da cervo liquidati in Toscana sono aumentati negli ultimi dieci anni considerando che nel 2005 ammontavano a circa 33.000 Euro e nel 2015 a circa 255.000 Euro (La Marca *et al.*, 2017).

Il prelievo del cervo è consentito, seppur con modalità e intensità diverse in quasi tutte le province della Toscana: come si è visto infatti in molte aree è prevista una gestione di tipo conservativo, mentre nelle zone suscettibili ad elevati danneggiamenti al settore agricolo viene applicata una gestione non conservativa tendente ad una drastica riduzione o eradicazione delle presenze. Diverso è il discorso che riguarda le aree protette ove eventualmente sono previste solo modeste azioni di cattura. Tali zone rappresentano quindi “aree serbatoio” in cui la specie può facilmente rifugiarsi e riprodursi e da cui si diffonde costantemente nelle aree limitrofe. I prelievi risultano, seppur in aumento negli ultimi anni, modesti se paragonati alle specie viste in precedenza e i dati in merito a tali stime non risultano aggiornati (88 capi prelevati nel 2000, 697 nel 2011) (Regione Toscana, P.R.A.F. 2012-2015).

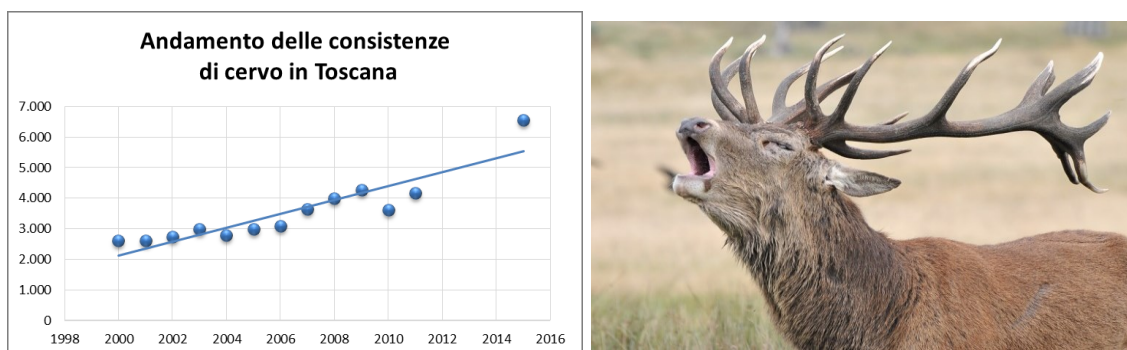


Fig. 5 Andamento delle consistenze di cervo in Toscana (PRAF 2012-2015 aggiornato).

Il Daino (*Dama dama*)

Il daino (*Dama dama*) è una specie quasi del tutto assente nell'arco alpino, mentre risulta ampiamente presente in Toscana, Umbria e Appennino Tosco Romagnolo ove, localmente, può raggiungere densità elevate; ciò nonostante il fatto che trattandosi di specie paraautoctona sia soggetto in molte aree ad intensi prelievi per ridurne le consistenze.

La sua diffusione è dovuta ad introduzioni per scopi venatori o semplicemente ornamentali e, in diversi casi, a fuoriuscite da recinti di allevamento; tuttora infatti è possibile osservare in molte foreste demaniali recinti con daini allevati per l'attrazione che questi animali esercitano. Nuclei molto consistenti si hanno in alcune zone costiere della Toscana e del Lazio, dove è possibile osservare grossi branchi. Nel 2010 in Italia è stata stimata una consistenza di circa 17.000 individui, un areale occupato di circa 5000 km² e una presenza in 60 delle 107 province (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013). In Toscana il daino, secondo i dati raccolti nei censimenti eseguiti nel 2016 nelle Unità di gestione venatorie (distretti e Istituti faunistici privati), è risultato presente in otto delle dieci province con circa 11.000 capi (Fig. 6) su una superficie complessiva valutabile in oltre 930.000 ha. A tali consistenze vanno aggiunte quelle non indifferenti di alcune aree protette come il Parco Naturale di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli e il Parco Naturale della Maremma (Regione Toscana, Delibera n. 924 del 19 settembre 2016 Allegato A-B Daino). Considerata la distribuzione della specie e la tendenza della stessa a colonizzare con gruppi numerosi aree abbastanza limitate spesso destinate a coltivazioni agricole di pregio (vigneti, seminativi, ecc.), i danni imputabili al daino risultano localmente rilevanti e in aumento (circa 35.000 Euro liquidati agli agricoltori nel 2005, circa 94.000 Euro liquidati nel 2015). Il prelievo delle popolazioni di daino avviene mediante la caccia di selezione sia nelle aree vocate che in quelle non vocate con intensità molto diverse (Regione Toscana, 10 marzo 2017). Finora, in alcune realtà con presenza di daino molto elevate si è proceduto anche con prelievi secondo piani di controllo numerico. Solo in poche aree è stata prevista una gestione conservativa mentre nella maggior parte del territorio l'obiettivo è rappresentato dall'eradicazione della specie (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013). L'ultimo dato relativo a tali prelievi risale al 2015 e ammonta a circa 4000 capi abbattuti nei Distretti di Caccia, nelle A.F.V. e in controllo (Regione Toscana, P.R.A.F. 2012-2015 aggiornato).

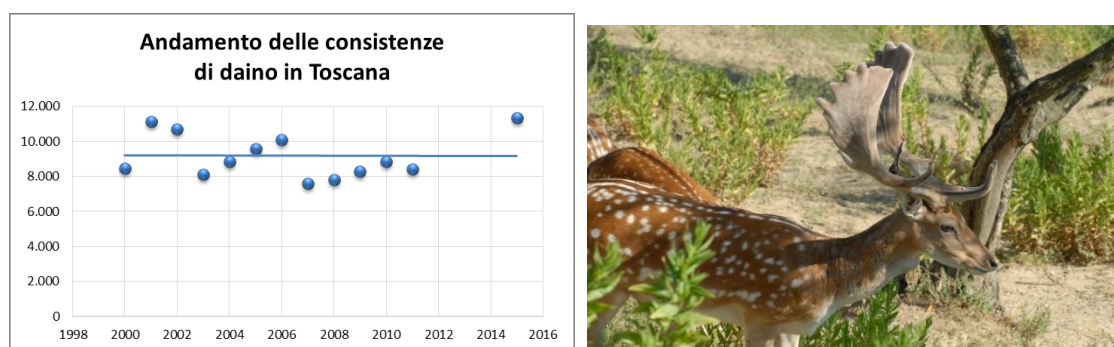


Fig. 6 Andamento delle consistenze di daino in Toscana (PRAF 2012-2015 aggiornato).

Indagine sperimentale su sistemi innovativi di difesa dai danni

Il tema della prevenzione danni è un argomento ancora poco conosciuto e poco studiato in Italia dal momento che gli agricoltori e gli Enti responsabili della gestione della fauna selvatica sul territorio, hanno cominciato ad affrontare tale problematica solo negli ultimi decenni e solo in alcune regioni italiane, vista la situazione legata al notevole aumento di ungulati selvatici sopra riportata. A causa delle scarse conoscenze e dei pochi lavori rinvenibili nella bibliografia nazionale, per iniziare ad affrontare l'argomento, oltre a riferirsi ad esperienze per lo più legate a gruppi di ricerca americani, francesi ed inglesi, si è ritenuto necessario indagare in primo luogo sul significato tecnico del concetto di prevenzione e quindi sulle motivazioni da cui nasce l'esigenza di fare prevenzione, per individuare, testare e definire successivamente le metodologie e le tecnologie di prevenzione più razionali ed efficaci.

Secondo l'Enciclopedia Treccani, nell'accezione più generale col termine "prevenzione" si intende *"l'adozione di una serie di provvedimenti per cautelarsi da un male futuro, e quindi l'azione o il complesso di azioni intese a raggiungere questo scopo. Genericamente ogni attività diretta ad impedire pericoli e mali sociali di varia natura"*.

Per quanto riguarda il tema di questo lavoro il termine "prevenzione" quindi si riferisce alle azioni in grado di ridurre o evitare danneggiamenti (nel caso in argomento al settore rurale) agendo direttamente sui soggetti danneggianti (la fauna selvatica) per ridurre le potenzialità e/o le motivazioni ad arrecare danno. Spesso, tale vocabolo, viene confuso con quello di "protezione", che, in tale ambito, si riferisce invece ad azioni indirizzate all'oggetto del danno (colture agricole, zootecnia, ambiente, ecc.) per indicare metodologie idonee a difenderlo da soggetti motivati ad arrecare offesa (nel nostro caso la fauna selvatica) (Sorbetti Guerri e Racanelli, 2015). Ovviamente, come in quasi tutti gli altri settori applicativi della prevenzione, pur rimanendo fisso l'obiettivo ideale di ridurre a zero la probabilità che un evento dannoso possa verificarsi, nella realtà tale obiettivo risulta spesso impossibile da raggiungere. In particolare nel settore della prevenzione dei danni provocati dalla fauna selvatica si deve ritenere ammissibile come soluzione di adeguata soddisfazione oltre a quella che è in grado di determinare l'annullamento del danno anche quella che consenta la sua riduzione entro una soglia di "accettabilità". Cioè fino a ricondurre il danno a livelli talmente bassi che l'agricoltore possa essere in grado di "sostenere" senza avere significative e apprezzabili perdite produttive ed economiche.

Nella maggior parte dei casi non esistono infatti metodi di prevenzione o di protezione in grado di garantire il cosiddetto "rischio zero" dal momento che l'efficacia di ciascun metodo

può variare a causa di molteplici fattori come: la propria complessità, la facilità applicativa, l'affidabilità, la durata nel tempo, il disturbo antropico e di altre specie competitive o predatrici sul medesimo territorio, la disponibilità di alternative alimentari, le fasi ecologiche e comportamentali delle diverse specie di fauna selvatica responsabile dei danneggiamenti, ecc.

Questo lavoro non si pone quindi l'obiettivo di individuare metodologie e tecnologie di protezione di efficacia assoluta, ma di individuare soluzioni tecnicamente valide e di realizzazione proponibile, ecologicamente ed economicamente sostenibili e di definirne il miglior uso per riportare il livello degli impatti della fauna selvatica a livelli accettabili.

Dal 2010 nell'ambito delle attività di ricerca del Dipartimento GESAAF sono in corso sperimentazioni di diversi sistemi di prevenzione e di protezione in campo agricolo allo scopo di individuare soluzioni sempre più efficaci e innovative; i prodotti presenti in commercio e le metodologie proposte sono infatti molteplici (a volte di incerta efficacia), ma ogni soluzione, per poter essere valida, deve essere adattata alla realtà aziendale ove viene applicata. Si può verificare infatti che a causa della conformazione e della logistica aziendale non sia possibile installare alcuni strumenti per mancanza di spazio (nel caso delle recinzioni elettrificate ad esempio) o che essendo le aziende prossime ad aree urbanizzate, alcuni sistemi di difesa possano essere fonte di disturbo (nel caso dei dissuasori acustici o dei repellenti olfattivi). Frequentemente accade inoltre che un solo sistema non sia efficace nel ridurre i danni, però lo stesso, se integrato ad altri metodi, può essere d'aiuto alla diminuzione degli stessi.

Dopo aver descritto le esperienze condotte con diversi sistemi dissuasivi, il presente lavoro sarà quindi incentrato su un sistema di protezione ormai conosciuto nel settore agrario, la recinzione elettrificata, che è stato integrato con metodi costruttivi innovativi per renderlo maggiormente efficace anche nei confronti di specie difficilmente controllabili (come ad esempio il capriolo), e su un sistema di prevenzione del tutto innovativo, vale a dire la semina di "colture alternative e dissuasive" per evitare gli ingressi nei seminativi delle specie selvatiche.

Altro argomento investigato nell'ambito del presente lavoro riguarda i metodi di rilevamento necessari a supporto delle stime dei danni provocati dalla fauna selvatica alle colture agrarie. La Normativa Regionale della Toscana prevede infatti delle forme di indennizzo per le aziende agricole che, essendo state colpite da danni da fauna selvatica, fanno richiesta di accertamento. Tale mansione è affidata agli Ambiti Territoriali di Caccia (ATC), principali istituti di gestione faunistico – venatoria presenti sul territorio, che hanno il compito di effettuare le stime dei danni e di occuparsi dei risarcimenti agli agricoltori. Per adempiere a

tale compito, gli ATC, si avvalgono della collaborazione di tecnici specificamente formati che si occupano di rilevare l'entità del danno attraverso la stima e la quantificazione, in termini percentuali, effettuata a vista e di norma senza particolari strumenti di rilevamento, dell'estensione delle superfici danneggiate e la quantificazione della resa di ciascuna coltura. Per quanto riguarda in particolare i danni arrecati dai selvatici (principalmente da parte del cinghiale ma anche dagli altri ungulati) alle colture erbacee estensive (come quelle cerealicole) tale metodologia, pur applicata da professionisti esperti, presenta però alcune difficoltà oggettive che rendono spesso complesso il metodo e non del tutto attendibili i risultati. Si evidenziano, in particolare, i problemi dipendenti dalla difficoltà di individuare da terra, in modo dettagliato ed esaustivo, tutte le aree danneggiate e di determinarne, con sufficiente attendibilità, l'estensione mediante valutazione estimativa effettuata a vista. Tali limiti dipendono principalmente dalle caratteristiche delle diverse colture (in particolare dallo sviluppo in altezza), dalla fase vegetativa e dalle peculiarità orografiche delle superfici di coltivazione, che spesso precludono la visione completa e dettagliata di ampie aree. Inoltre, i dati così rilevati possono comunque essere soggetti ai limiti dipendenti dalla diversa capacità e sensibilità dei periti estimatori e non presentano quindi caratteri di oggettività. I risultati della stima non sono poi sostenuti da documentazione cartografica che riporti dati topografici rilevati in modo adeguato per definire i limiti delle aree danneggiate calcolati col grado di attendibilità stabilita.

Ciò implica, dal punto di vista della stima e della liquidazione degli indennizzi, una serie di difficoltà nel pervenire a quantificazioni sufficientemente attendibili, eque e soddisfacenti per le parti interessate.

In tali casi, l'uso dei Sistemi Aerei a Pilotaggio Remoto (S.A.P.R.), strumenti in grado di effettuare in tempi rapidi riprese aeree video-fotografiche di ampie



Fig. 7 Immagine aerea ripresa con un SAPR.

superfici, potrebbe consentire di superare l'insieme dei problemi sopra indicati derivanti dai tradizionali rilievi da terra (Fig. 7).

Analisi critica dei sistemi di difesa tradizionali

Oggi giorno è presente in commercio una grande varietà di strumenti e materiali utilizzati per la difesa dai danni causati alle colture agrarie dagli animali selvatici, ma la letteratura, soprattutto a livello Italiano ed Europeo, è ancora piuttosto carente di lavori che riportino esperienze sperimentali effettuate in modo rigoroso riguardanti i diversi dispositivi e materiali. La maggior parte di tali ricerche si riferiscono a contesti ambientali molto diversi dalla realtà italiana e a diverse specie faunistiche e sono incentrate per lo più su esperienze condotte con recinzioni elettrificate anche se non manca qualche lavoro riguardante la dissuasione ottico-acustica e quella olfattivo-gustativa.

Sebbene si sia cominciato a parlare di recinti elettrici intorno al 1889 nelle Novelle di Mark Twain (Mark Twain's novel *A Connecticut Yankee in King Arthur's Court*) e siano stati utilizzati già durante il conflitto bellico Russo-Giapponese del 1905 e la Prima Guerra Mondiale, la prima applicazione per il controllo del bestiame in allevamento zootecnico è stata sperimentata solo intorno al 1936 da Bill Gallagher, creatore dell'omonima Azienda Gallagher, ancora oggi *leader* nel settore delle recinzioni elettrificate (*Electric fence*. Wikipedia). Ciò ha permesso, negli anni successivi, un vasto utilizzo di tali recinti soprattutto in Nuova Zelanda e negli Stati Uniti d'America; è qui infatti che sono stati redatti i primi manuali tecnico-operativi (Tara *et al.*, 1985) e le prime pubblicazioni sull'utilizzo dei recinti in agricoltura contro i danni da cervidi (William *et al.*, 1985, Curtis *et al.*, 1994).

Il progresso nel settore dell'elettronica ha permesso poi un largo sviluppo delle recinzioni elettrificate anche in Europa, ma è solo a partire dagli anni duemila che a seguito dell'immissione in commercio di una vasta gamma di elettrificatori, fili ed altri accessori (McKillop *et al.*, 2003) si è avuta una notevole diffusione di tali dispositivi per la gestione degli animali. Il più ampio e diffuso impiego ha riguardato la realizzazione di impianti per la conduzione degli animali domestici e per tale settore applicativo sono state ben definite le caratteristiche tecniche necessarie per la corretta realizzazione degli impianti. Non altrettanto può affermarsi a riguardo dell'utilizzazione delle recinzioni elettriche per una efficace gestione degli animali selvatici, caratterizzati da specificità eco-etologiche notevolmente diverse rispetto ai domestici.

In primo luogo è bene ricordare che gli "animali domestici" sono infatti abituati da tempi remoti ad essere confinati in spazi "chiusi" all'interno dei quali sono accuditi dall'uomo, nei confronti del quale non provano eccessiva diffidenza né timore. L'uomo, inoltre, fornisce loro tutte le risorse necessarie alla sopravvivenza; questo fa sì che, in condizioni normali, gli animali domestici non siano fortemente motivati ad oltrepassare una barriera (soprattutto

quando questa determina un effetto sgradevole come una recinzione elettrica). Per tale motivo spesso sono sufficienti pochi conduttori elettrici, posizionati anche ad una certa distanza gli uni dagli altri, per realizzare un recinto elettrico capace di contenerli.

Gli animali selvatici invece, essendo liberi in natura, sono abituati ad affrontare continuamente innumerevoli barriere, sia naturali che artificiali (asperità del terreno, vegetazione, strade, cancelli, recinti, fili, reti, ecc.) per svolgere con pienezza tutte le proprie funzioni vitali. Dalla loro capacità di violare efficacemente tali barriere dipende quindi sia la loro sopravvivenza, che la possibilità di espletare pienamente le proprie funzioni vitali e conservare ed accrescere le proprie popolazioni.

Ne deriva quindi che gli animali selvatici sono molto più motivati dei domestici a cercare di oltrepassare le recinzioni elettriche e, per tale motivo, quelle realizzate per i primi devono essere ben diverse da quelle che hanno lo scopo di contenere i secondi (Innocenti *et al.*, 2017).

Si è potuto riscontrare che molti dei fallimenti nell'uso delle recinzioni elettriche per la gestione dei selvatici derivano da una serie di erronee credenze quali quella che una recinzione installata per un animale domestico possa avere la medesima efficacia anche nei confronti di un selvatico, che le recinzioni elettrificate per poter essere efficaci debbano essere molto alte, che sia sufficiente un filo d'erba per farle scaricare a terra e renderle inefficaci, che i cervidi (soprattutto i caprioli) le attraversino saltandole d'alto e così via.

A ciò si aggiunge che in generale si ha una scarsa conoscenza sui meccanismi di funzionamento delle recinzioni elettrificate (essendo esse dei veri e propri circuiti elettrici) e ciò fa sì che vengano effettuati tutta una serie di errori durante l'installazione dei diversi impianti, che comportano un inesorabile fallimento del sistema di prevenzione (Figg. 8, 9, 10). Grazie ad uno studio scrupoloso sul comportamento dei selvatici nei confronti dei recinti elettrici (Capaccioli A. *et al.*, 2017), il Dipartimento GESAAF dell'Università di Firenze ha cercato, negli anni, di smentire le false credenze e di fornire una solida preparazione in merito alla gestione delle recinzioni elettrificate.

Anche per ciò che concerne gli altri sistemi di prevenzione/protezione, i primi ad affrontare l'argomento sono stati gli Americani, a causa del forte incremento che ha avuto il Cervo dalla coda bianca o Cervo della Virginia (*Odocoileus virginianus*) in molti Paesi del Missouri intorno agli anni '40 (Pierce e Wiggers, 1997). In tali circostanze sono stati proposti e sperimentati una serie di sistemi di controllo: repellenti acustici, luminosi, olfattivi, barriere fisiche oltre alle già citate recinzioni elettrificate (Henderson e Lee, 1992). Ma la cosa interessante è che è stato proposto come sistema di difesa delle piante ornamentali frequentemente brucate dai cervidi anche la modifica degli habitat attraverso l'inserimento

di piante meno preferite ed appetite da tali animali e maggiormente resistenti alla loro brucatura, pur confermando che non esistono varietà di colture agrarie completamente resistenti al morso dei cervidi (Cummings, 1996).

Grazie alle diverse sperimentazioni svolte nei vari anni presso il GESAAF sui sistemi di prevenzione, risulta ormai chiaro infatti, che non esiste un unico metodo completamente efficace nel dissuadere i selvatici dal danneggiare le produzioni, ma certamente un insieme di più metodologie nate dall'integrazione di sistemi diversi, può contribuire ad ottenere dei buoni risultati. Per questo, dopo aver studiato per 5 anni le recinzioni elettrificate, si continua a ricercare lo schema costruttivo e il materiale con le caratteristiche migliori, che sia in grado di allontanare i selvatici, ma, parallelamente a ciò, si è deciso di studiare anche delle colture alternative appetite o dissuasive, che possono contribuire a ridurre la pressione degli ungulati sulle aree coltivate.



Fig. 8 Isolatore nato per essere avvitato su pali in legno, posizionato al contrario sul picchetto di metallo.



Fig. 9 Nastro uscito dall'isolatore e bruciato a causa del contatto con il picchetto di metallo.



Fig. 10 Filo avvolto sul retro dell'isolatore e a contatto diretto col palo.

Modelli innovativi di recinzioni elettrificate

Introduzione

Lo studio sulle recinzioni elettrificate è iniziato nel 2010 quando un gruppo di ricercatori del Dipartimento GESAAF ha iniziato a testare i primi modelli di recinti elettrici per allontanare i caprioli, daini e cinghiali da alcuni vigneti nella zona del Chianti Fiorentino. Al tempo il primo recinto elettrificato studiato era un recinto temporaneo realizzato con 6 fili di materiale plastico a 3 conduttori elettrici del tipo usualmente installato dai viticoltori dell'area col materiale fornito dall' Ambito Territoriale di Caccia Firenze 5. Ben presto si poté verificare che tale soluzione non era idonea a tenere lontani i selvatici dalle vigne. Da quel momento è iniziata una serie di prove finalizzate a testare tipologie costruttive di maggior efficacia utilizzando materiali migliori e schemi costruttivi diversi capaci di garantire migliori prestazioni delle recinzioni.

Come è ben noto infatti i recinti elettrici non sono altro che dei circuiti elettrici, normalmente aperti, alimentati da un elettrificatore: questo genera degli impulsi che si propagano attraverso dei cavi di collegamento col recinto ai fili attivi dello stesso alla ricerca di una possibile via di ritorno, che si creerà solo quando un corpo conduttore (nel nostro caso quello dell'animale) chiuderà il circuito collegando la parte attiva della recinzione col terreno, attraverso il quale la corrente potrà raggiungere una presa di terra e da questa essere condotta al polo passivo dell'elettrificatore (Fig. 11). Con ciò l'animale riceverà uno *shock* elettrico¹ che potrà determinare l'effetto protettivo della recinzione elettrificata (Capaccioli *et al.*, 2017).

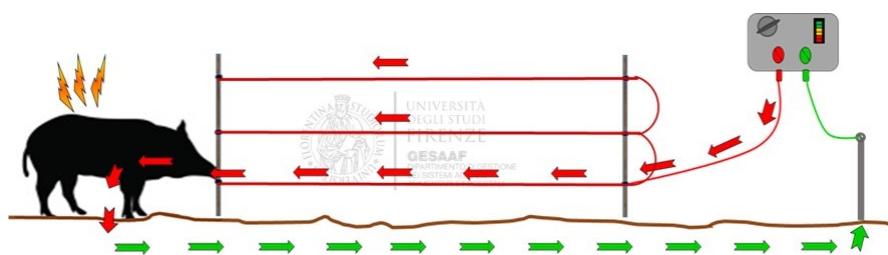


Fig. 11 Rappresentazione dello schema di funzionamento della recinzione elettrificata.

Occorre ricordare che le recinzioni elettrificate differiscono dalle recinzioni meccaniche tradizionali per il fatto che la loro funzione non è quella di impedire fisicamente il passaggio degli animali (mediante la resistenza meccanica, la disposizione dei fili, le dimensioni delle

¹ Gli impulsi elettrici non sono pericolosi per gli animali, ma li inducono a desistere dal tentativo di accedere all'interno dello spazio protetto dalla recinzione. Lo scopo della recinzione elettrica è quindi quello di generare negli animali un effetto psicologico che li induca a tenersi a distanza dalla recinzione.

maglie di rete o l'altezza della barriera), ma è piuttosto quella di ostacolare l'attraversamento della barriera protettiva da parte degli animali per l'effetto psicologico "punitivo" derivante dal loro contatto con i fili elettrificati. Scopo fondamentale di una recinzione elettrificata rimane quindi quello di determinare un limite in corrispondenza del quale avviene un evento spiacevole per l'animale. Il sistema risulta quindi efficiente solo se, alla corretta progettazione e realizzazione dell'impianto, si accompagna un'attenta gestione dello stesso e, in particolare, se viene assicurata la permanenza nel tempo non solo della sua integrità strutturale ma anche, e soprattutto, della sua efficienza funzionale.

I principali componenti della recinzione elettrificata sono quindi: l'elettrificatore che eroga gli impulsi elettrici, che deve essere scelto in base alla lunghezza del recinto, all'animale da allontanare, al numero di conduttori di cui sarà costituita la recinzione e alla tipologia di alimentazione (a rete o a batteria); i cavi di collegamento ad alto isolamento che servono per collegare l'elettrificatore alla recinzione ed al sistema di messa a terra, ma anche per passaggi interrati, sotto cancelli e strade, che devono essere più o meno spessi in base alla loro funzione; il sistema di messa a terra composto da uno o più pali di ferro galvanizzato interrati, che deve sempre essere umido per assicurare il ritorno della corrente all'elettrificatore; i fili conduttori, che possono essere di diversi spessori e materiali (plastici, di acciaio, ecc.) che devono essere robusti ma anche elastici per evitare che i selvatici li possano rompere nel cercare di attraversare il recinto; la recinzione vera e propria, composta da pali, isolatori, fili conduttori, ecc. che deve essere accuratamente progettata e costruita affinché tutto il sistema funzioni. Tale meccanismo comporta quindi che il selvatico che tocca il circuito stia con le zampe poggiate sul terreno, ma il comportamento degli animali di fronte alle recinzioni elettrificate non è per tutti uguale, varia infatti sia a livello intraspecifico che interspecifico. Qui risiede la difficoltà nel trovare una tipologia di recinzione elettrica efficace in senso assoluto. Per studiare tale sistema di difesa, si è quindi testato negli anni, dopo un oculato studio di tutte le componenti e i relativi materiali del sistema, il comportamento dei selvatici nei confronti dei fili elettrici attraverso l'utilizzo di trappole video-fotografiche (un'attrezzatura che associa ad una fotocamera un dispositivo, come ad esempio un sensore piroelettrico, capace di attivarla al passaggio di un corpo); ciò ha permesso di trovare soluzioni costruttive sempre più efficaci, ma soprattutto ha contribuito a conoscere aspetti di tali sistemi di difesa che prima non erano noti. In particolare le soluzioni costruttive sperimentate negli anni sono state concentrate sulla tipologia di conduttori da utilizzare (fili plastici con conduttori in rame, fili in acciaio, fettucce, nastri, ecc.), sul numero di conduttori da inserire e sulle altezze alle quali collocarli

per le diverse specie (Innocenti, 2010 - Racanelli, 2012 - Cerofolini, 2013 - Messeri, 2013) (Figg. 12-17).



Fig. 12 Giovane daino tocca i fili di una recinzione elettrificata spenta.



Fig. 13 Cervo adulto si avvicina alla recinzione per constatare se è accesa.



Fig. 14 Femmina di capriolo con i piccoli intenta ad attraversare un recinto elettrico.



Fig. 15 Cinghiale intimorito (coda alta) cerca una via di fuga da un recinto elettrificato.



Fig. 16 Istrici passano sotto i fili elettrici non prendendo la scossa (gli aculei sono cattivi conduttori di elettricità).



Fig. 17 Lepre passa velocemente sotto i fili di un recinto elettrico.

Tutte le nozioni acquisite sono state raccolte nel volume realizzato da Capaccioli A., Racanelli V. e Sorbetti Guerri F. dal titolo “La difesa dai danni provocati dalla fauna selvatica. Realizzazione e gestione delle recinzioni elettriche” (Aracne Editrice-Gioacchino Onorati editore S.r.l.-Unipersonale, febbraio 2017, pp. 143-ISBN 978-88-548-9945-2), riportato in appendice (Allegato 1).

Sperimentazione

Nonostante il lungo studio relativo alle recinzioni elettrificate e alle molteplici nozioni ricavate dalla loro realizzazione e gestione, sebbene per molte specie selvatiche si siano trovate delle soluzioni costruttive efficaci (come ad esempio per il cinghiale e per il daino), lo stesso non si può dire per il capriolo, che continua ad essere la specie di ungulato selvatico più difficile da allontanare dai campi coltivati e dai vigneti. Questa difficoltà deriva soprattutto dalle caratteristiche

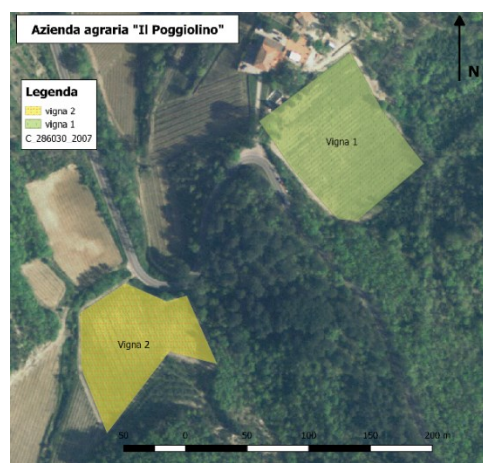


Fig. 18 Rappresentazione delle aree di studio (elaborazione QGIS).

comportamentali della specie: essendo infatti il capriolo un animale territoriale è legato ad un'area sociografica che difende costantemente e dalla quale non si allontana; conseguentemente adotta ogni strategia possibile per riuscire ad avere continuo accesso alle fonti trofiche necessarie alla propria sopravvivenza presenti nella sua area territoriale. Questo comporta uno sforzo maggiore per trovare soluzioni efficaci ad evitare i danni che l'ungulato arreca alle coltivazioni e in particolare ai vigneti sia in fase di germogliamento, dal momento che si ciba delle gemme appena spuntate, che in fase di maturazione del grappolo, molto appetito dall'ungulato. Così durante il progetto di dottorato, sono stati testati due nuovi schemi costruttivi di recinzione elettrificata, realizzati attraverso l'integrazione, su recinti elettrificati preesistenti che negli anni di sperimentazione avevano fornito dei buoni risultati, di soluzioni innovative costruttive. Tali recinti sono stati posti a protezione di vigneti situati nell'Azienda agraria "Il Poggiolino", così chiamata perché il centro aziendale si trova in cima ad un piccolo poggio vicino a Sambuca Val di Pesa, nel cuore del Chianti Classico Gallo Nero. In particolare l'Azienda è situata sulla via Chiantigiana fra San Donato in Poggio e Tavarnelle Val di Pesa, in Provincia di Firenze, in una zona prevalentemente boschiva, per tale motivo difficile da gestire, soprattutto per quanto riguarda l'allontanamento degli animali dai vigneti in taluni periodi dell'anno come la fine dell'inverno-inizio della primavera e la tarda estate-inizio dell'autunno, a causa della carenza di risorse trofiche alternative. L'azienda è composta da 2 ha di oliveti, 12 ha di bosco e consta di una superficie di circa 4 ha di vigneti. L'area di studio interessata dalla presente sperimentazione, riguarda due vigneti (Vigna 1 di 13231 m² e Vigna 2 di 9754 m² nella Fig. 18), collocati all'interno dell'Azienda, in prossimità della stessa.

Materiali e metodi

La sperimentazione, iniziata nel 2013, è stata finalizzata a verificare l'efficacia di due soluzioni costruttive innovative di recinzione elettrificata: la prima caratterizzata da una "recinzione doppia" e l'altra realizzata attraverso l'apposizione di "appendici verticali mobili elettrificate" fissate alla recinzione stessa.

La prima soluzione costruttiva (Fig. 19) è stata inserita a protezione della vigna n° 2 per 20 m in un tratto particolarmente frequentato dai caprioli per accedere al vigneto, su una recinzione elettrificata preesistente di 600 m, realizzata utilizzando pali costituiti da tondini in acciaio di 8 millimetri di spessore, posizionati ad una distanza di 5 metri l'uno dall'altro,



Fig. 19 Prima soluzione costruttiva a recinzione doppia.

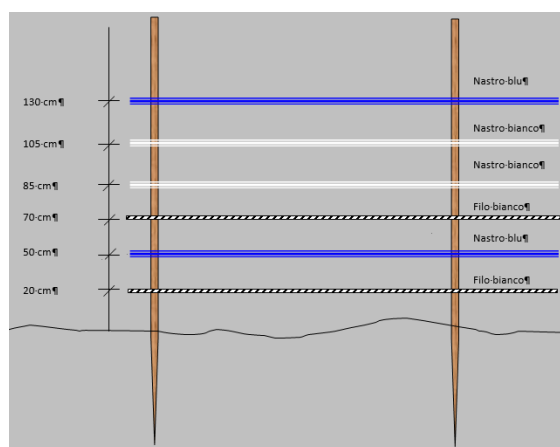


Fig. 20 Schema del posizionamento dei conduttori del recinto principale nella prima soluzione costruttiva a recinzione doppia.

sui quali sono stati inseriti 6 isolatori in plastica posti ad una distanza di 20, 50, 70, 85, 105, 130 cm da terra (Fig. 20). Questi ultimi, nel tratto caratterizzato dal recinto innovativo, sono stati intervallati da un ulteriore isolatore con braccio (isolatore distanziatore) (Fig. 21) di 30 cm posizionato sul lato esterno della recinzione fra il 2° e il 3° isolatore e utilizzato per sostenere un ulteriore conduttore che ha la funzione di costituire una linea di protezione secondaria collocata ad una certa distanza dalla barriera principale.

In ipotesi la tipologia strutturale della recinzione doppia deriva dall'osservazione del comportamento del capriolo nell'atto di superare le recinzioni elettrificate: questo infatti, per le particolari caratteristiche morfologiche e comportamentali, non procede con il muso prossimo a terra, come ad esempio il cinghiale, ma al contrario alterna le brevi fasi in cui strappa le parti vegetali di cui si nutre (a livello

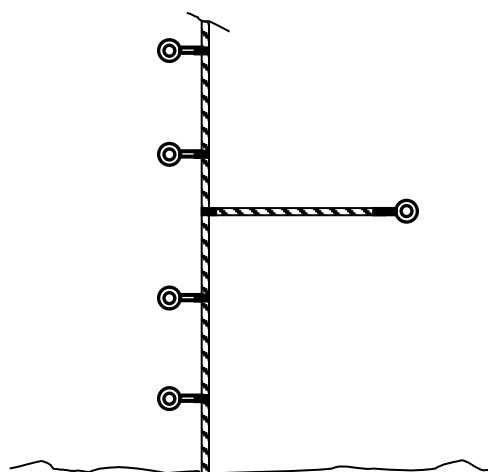


Fig. 21 Isolatore distanziatore.

del terreno ma soprattutto a livelli superiori fino alla massima estensione in altezza del collo) con fasi di masticazione o di movimento durante le quali vigila con attenzione tenendo la testa eretta o protesa in avanti. In presenza quindi di un ostacolo di altezza superiore agli 80-100 cm, allunga cautamente il collo più o meno orizzontalmente in cerca di un varco. Così, nel caso di una recinzione elettrica della quale ha buona memoria della presenza nel proprio territorio, possono verificarsi due casi: se la recinzione è costituita da pochi fili disposti a modesta distanza dal terreno (50-70 cm) come è il caso delle recinzioni per cinghiali, il capriolo salta sopra i fili e supera la recinzione. Nel caso di recinzioni superiori agli 80-100 cm il capriolo, dopo aver cautamente saggiato la presenza di corrente nel recinto e verificata l'assenza di alimentazione, tende ad inserire la testa fra i fili e ad oltrepassarli con un piccolo balzo fra gli stessi: *“Se il recinto è alimentato il Capriolo allunga il collo e introduce la testa fra due fili evitando di toccarli e quindi oltrepassa la recinzione con un salto, toccando il recinto con il corpo ma staccando contemporaneamente le zampe dal terreno e quindi non subendo lo shock elettrico”* (Capaccioli et al., 2017) (Fig. 22).



Fig. 22 Le fasi principali dell'attraversamento di un recinto elettrificato da parte del capriolo.

La doppia recinzione dovrebbe avere la funzione di portare il capriolo a toccare il filo elettrico esterno con le parti superiori degli arti anteriori o con la base del collo durante la fase di esplorazione-avvicinamento al recinto, di creare una situazione non idonea per spiccare un salto e dissuadere quindi il selvatico a proseguire nel tentativo di superare la barriera.

I conduttori utilizzati in questa fase sono stati di tre tipologie: un filo “Vidoflex 9 TurboLine Plus” (Filo Bianco) di 3 mm in materiale plastico a 9 conduttori (6 in acciaio inox e 3 in rame) (Catalogo Gallagher 2017) realizzato con una lega speciale e una lavorazione tale da renderlo il 52% più robusto rispetto al tradizionale filo in polietilene da 0.16 mm con 3 conduttori (Filo Rosso) e da assicurare una conducibilità elettrica 40 volte superiore rispetto a quest'ultimo, con resistenza elettrica di 110 Ohm al km, contro i 12-13000 Ohm al km del Filo Rosso; un nastro azzurro caratterizzato da 6 conduttori, con resistenza pari a 190 Ohm/km (Nastro Azzurro) e un nastro “PowerLine Tape” da 12,5 mm con 5 conduttori, 4 in rame e 1 in acciaio, con resistenza pari a 180 Ohm/km (Nastro Bianco) (Catalogo Gallagher

2017). L'ordine di disposizione dei fili, dal basso verso l'alto è stato il seguente: un Filo Bianco, un Nastro Blu, un Filo Bianco, un Nastro Bianco, un Nastro Bianco, un Nastro Blu. Per il recinto esterno è stata utilizzato un Nastro Blu.

La stessa soluzione costruttiva è stata replicata anche nella vigna n° 1 per un tratto di 10 m utilizzando un recinto elettrificato caratterizzato dal medesimo schema costruttivo della recinzione della vigna n° 2 ma con 7 conduttori di cui, partendo dal basso, 3 Fili Bianchi, 1 Nastro Bianco, 1 Filo Bianco e 2 Fili Rossi sulla parte superiore (zona considerata meno a rischio per il passaggio dei caprioli); il recinto esterno innovativo è stato realizzato attraverso picchetti da 8 mm di acciaio con un isolatore per picchetto, dove è stato fatto scorrere un Filo Bianco (Fig. 23).

Le altezze alle quali sono stati posizionati i conduttori sono, partendo dal basso: 15, 30, 45, 65, 85, 105, 130 cm da terra (Fig. 24).



Fig. 23 Seconda soluzione costruttiva a recinzione doppia.

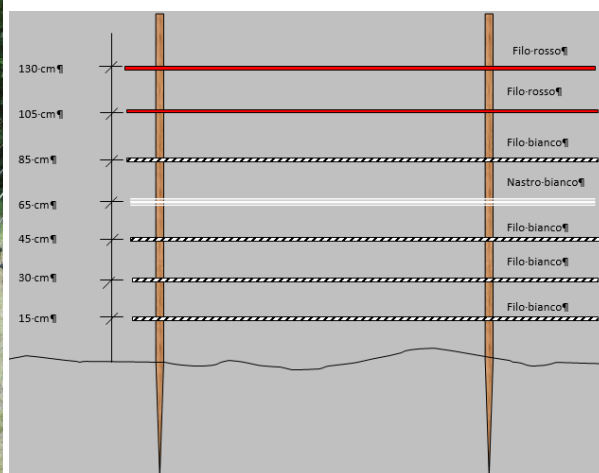


Fig. 24 Schema del posizionamento dei conduttori del recinto principale nella seconda soluzione costruttiva a recinzione doppia.

Per entrambe le recinzioni elettrificate sono stati utilizzati elettrificatori a 5 Joule a rete e a 2.6 Joule a batteria capaci di coprire lunghi perimetri (fino a 20 km quello a rete) assicurando sempre un alto voltaggio sul recinto (da 4000 a 8000 V). Per la messa a terra sono state impiegate delle paline di acciaio zincato di 2 metri interrate per 1 metro e il terreno circostante è stato costantemente bagnato per assicurare un ritorno della corrente all'elettrificatore.

L'idea di sperimentare una doppia recinzione è scaturita da due prove orientative preliminari effettuate negli anni 2011-2012. La prima è stata realizzata in un vigneto dell'azienda il Poggiolino attraverso uno schema costruttivo composto da un recinto principale e da uno secondario esterno (Fig. 25). Il recinto principale era composto da 8 fili e cioè, a partire dal basso, da tre Fili Bianchi Vidoflex, un Filo Rosso a tre conduttori, un Filo Bianco e infine da tre Fili Rossi come i precedenti posizionati ad una distanza di 15, 30, 45, 65, 85, 105, 130,

155 cm da terra (Fig. 26); il recinto secondario esterno era costituito da un Nastro Bianco fissato mediante un isolatore a picchetti di acciaio, ad una distanza di 1 metro dal recinto interno, a 45 cm da terra.



Fig. 25 Prima prova orientativa sulle recinzioni doppie.

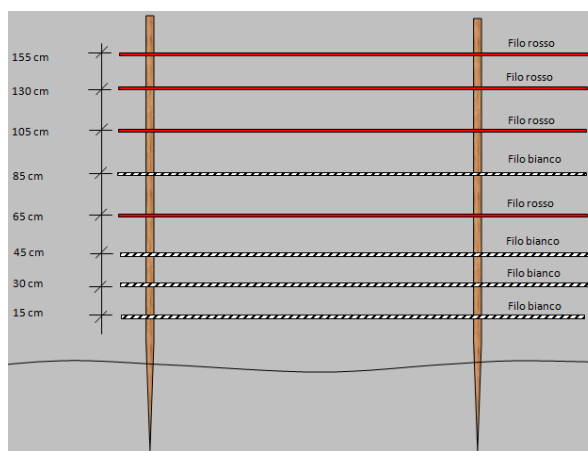


Fig. 26 Schema del posizionamento dei conduttori del recinto principale nella prima prova orientativa sulle recinzioni doppie.

La seconda prova orientativa è stata invece realizzata nel 2012 in un vigneto situato vicino a Montepulciano (SI) presso l'Azienda vitivinicola "Salcheto" (Fig. 27): ospitando al suo interno due Zone di Ripopolamento e Cattura (Z.R.C.) ogni anno i vigneti dell'azienda venivano danneggiati dai caprioli; per far fronte a tale emergenza venne quindi installata, in uno dei vigneti maggiormente colpiti (270 m di perimetro), una doppia recinzione caratterizzata da 5 fili interni (4 Nastri Bianchi e 1 Filo Rosso in alto) posti ad una distanza da terra di 15-35-55-90-120 cm (Fig. 28) e da un recinto secondario esterno (posizionato a 60 cm dal recinto interno) costituito da due linee realizzate con due fili di cui il primo a 3 conduttori e il secondo rappresentato da un nastro di 12,5 mm di altezza posti rispettivamente a 40-60 cm da terra (Fig. 29). I risultati di entrambe le prove furono molto incoraggianti dal momento che i caprioli smisero di danneggiare i vigneti, quindi si decise di riprovare a sperimentare tale tipologia costruttiva, rendendola più facilmente costruibile grazie all'utilizzo degli isolatori distanziatori a braccio applicati al recinto principale e semplificandola ulteriormente usando un minor numero di conduttori, ma che garantissero un voltaggio più elevato sulla recinzione.



Fig. 27 Seconda prova orientativa sulle recinzioni doppie.

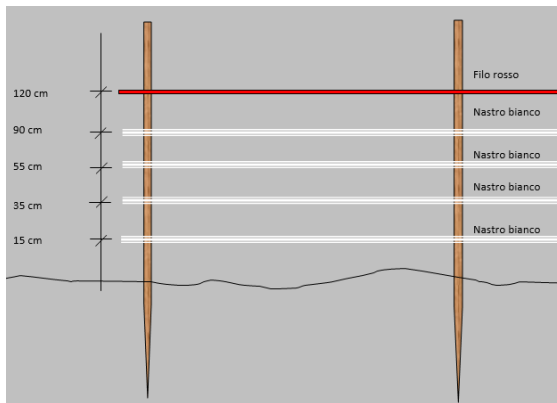


Fig. 28 Schema del posizionamento dei conduttori del recinto principale nella seconda prova orientativa sulle recinzioni doppie.

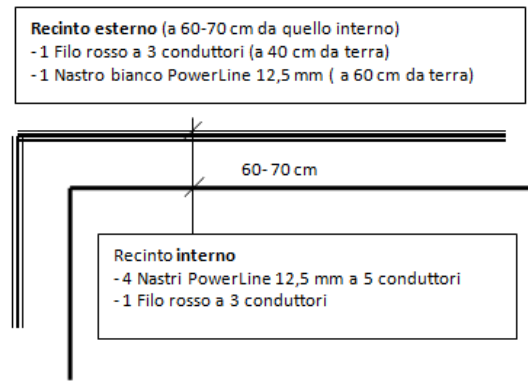


Fig. 29 Schema del recinto esterno della seconda prova orientativa sulle recinzioni doppie.

La seconda soluzione costruttiva di recinzione elettrificata è stata invece realizzata solo intorno alla vigna n° 1 per un tratto di 30 m, posto ad una distanza di 35 m dal doppio recinto. Tale tipologia di recinzione (Fig. 30) è stata installata attraverso l'apposizione, in maniera sparsa, lungo il 2°, 3° e 4° filo, di appendici verticali mobili costituite da filo elettrificato, zavorrato con un pezzetto di acciaio inox in modo da permettergli di mantenere la posizione verticale (Fig. 32).

Ciò è stato realizzato sui fili conduttori di un recinto preesistente costituito da tondini di acciaio di 8 mm di diametro sui quali sono stati posizionati 6 isolatori a distanza di 15, 35, 55, 80, 105, 135 cm da terra, portanti, partendo dal basso, 3 Fili Bianchi, un Nastro Bianco, un Filo Bianco e un Filo Rosso (Fig. 31).



Fig. 30 Soluzione costruttiva con appendici verticali mobili.

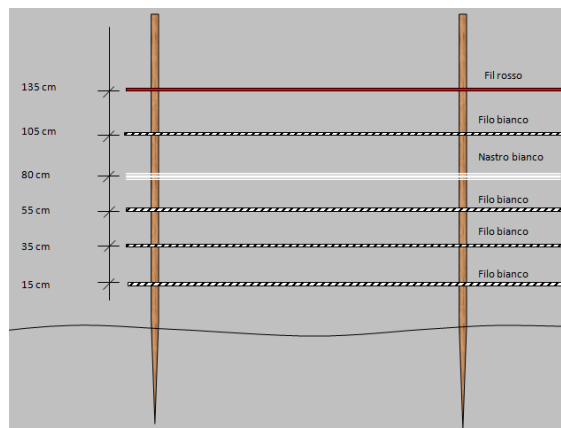


Fig. 31 Schema del posizionamento dei conduttori nella soluzione costruttiva con appendici verticali mobili.

Per l'elettificazione è stato utilizzato un elettrificatore a 5 Joule collegato alla rete a 220 V e per la messa a terra sempre una palina di 2 m interrata per 1 m.

L'idea di inserire delle appendici mobili sui fili elettrificati di un recinto, è nata dall'osservazione del particolare comportamento che aveva avuto un capriolo che era rimasto intrappolato all'interno di un recinto fatto in rete elettrificata alta 1,20 m. L'animale, pur potendo attraversare il recinto saltandolo, vista la modesta altezza, non riusciva a scorgere una via di fuga dal momento



Fig. 32 Appendici verticali mobili

che non trovava un passaggio idoneo fra le maglie della rete. Osservando infatti vari caprioli di fronte alle recinzioni elettrificate, si è notato che questi selvatici riescono ad oltrepassare i fili orizzontali, anche se molto vicini, ma quando si trovano di fronte ad una rete, sono più restii ad oltrepassarla; se in aggiunta si somma all'effetto meccanico della recinzione, l'effetto psicologico creato dalla corrente elettrica, si possono probabilmente ottenere dei risultati più soddisfacenti nell'allontanamento dei selvatici. Di conseguenza, l'apposizione di appendici mobili è stata realizzata per simulare un effetto barriera mista meccanica ed elettrica che potrebbe avere una maggiore efficacia e dei costi di installazione e gestione inferiori rispetto alle recinzioni in rete elettrificate.

I tratti caratterizzati dalle due soluzioni innovative di recinzione elettrificata sono stati costantemente monitorati, dal 2013 al 2016, attraverso l'ausilio di trappole videofotografiche, che hanno permesso di rilevare il comportamento dei selvatici nei confronti delle recinzioni.

In particolare le trappole video-fotografiche usate per la sperimentazione sono strumenti attivati da un sensore piroelettrico passivo (PIR) in grado di stabilizzarsi alla temperatura dell'ambiente di fondo in cui viene installato e di rilevare un cambiamento di temperatura (perché ad esempio passa un animale davanti al sensore): in tal caso il PIR si attiva facendo partire la registrazione di un video o di una foto (registrati su una scheda SD), a seconda di come viene programmato lo strumento. Tutte le trappole video-fotografiche utilizzate erano dotate di illuminatore IR in modo da poter effettuare sia riprese diurne che notturne. Oggigiorno esistono diversi modelli di trappole video-fotografiche che possono essere programmate in svariati modi a seconda delle necessità. Per quanto riguarda la sperimentazione in questione sono state utilizzate trappole video-fotografiche di diversi modelli (Fig. 33), più o meno recenti, ma sono state tutte programmate in maniera tale da effettuare filmati di 20 secondi con un intervallo fra un filmato e il successivo (*Trigger interval*) di 5 secondi. Tali strumenti hanno funzionato in continuo (giorno e notte) (Fig. 34) per il periodo compreso fra aprile e ottobre, date fondamentali per quanto riguarda i danni da selvatici sulle vigne, dal momento che il periodo primaverile è quello maggiormente a rischio per la brucatura da parte dei cervidi sul germoglio e quello autunnale per il danneggiamento dei grappoli maturi. L'alimentazione delle trappole video-fotografiche è stata realizzata mediante batterie interne del tipo stilo (1,5 V) e batterie esterne al Pb da 6 V.



Fig. 33 Trappola video-fotografica Modello "Multipir 12".



Fig. 34 Ripresa notturna di un capriolo con trappola video-fotografica.

Risultati e discussione

Grazie all'analisi dei filmati ripresi con le trappole video-fotografiche collocate in prossimità delle zone caratterizzate dalla presenza delle recinzioni elettrificate innovative, si è potuto valutare il comportamento dei selvatici nei confronti dei due diversi schemi costruttivi ma, tale monitoraggio, ha anche permesso di verificare quali animali frequentassero maggiormente la zona e se, di anno in anno, il tipo e la consistenza delle specie avesse subito delle variazioni.

Iniziando quindi dallo schema costruttivo caratterizzato dalla doppia recinzione, i selvatici ripresi dal 2013 al 2016 in tale zona, sono quelli riassunti nei grafici 1, 2, 3 e 4.

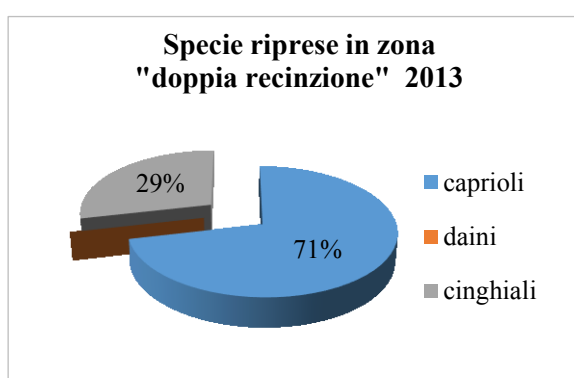


Grafico 1. Percentuale di selvatici ripresi nel 2013 nella zona "doppia recinzione" suddivisa per specie.

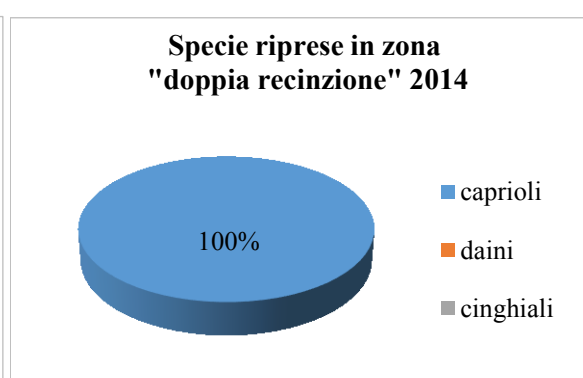


Grafico 2. Percentuale di selvatici ripresi nel 2014 nella zona "doppia recinzione" suddivisa per specie.

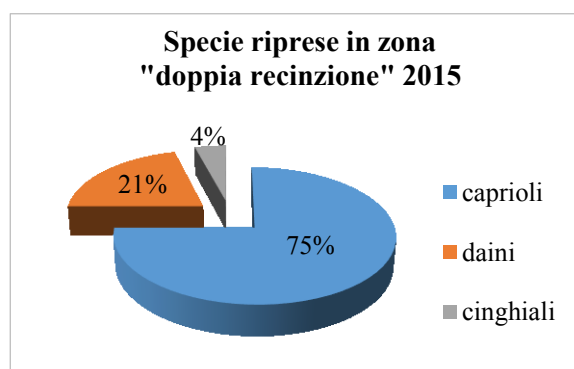


Grafico 3. Percentuale di selvatici ripresi nel 2015 nella zona "doppia recinzione" suddivisa per specie.

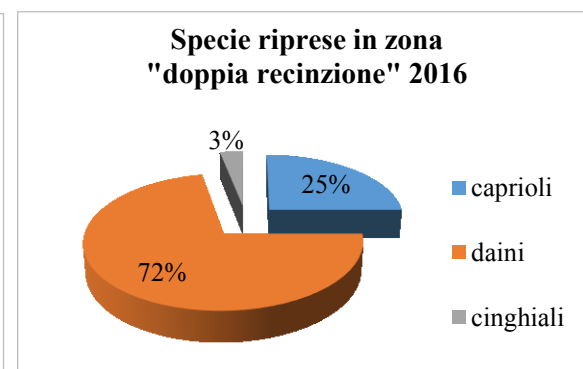


Grafico 4. Percentuale di selvatici ripresi nel 2016 nella zona "doppia recinzione" suddivisa per specie.

Come si può notare, all'inizio della sperimentazione nel 2013, si aveva una cospicua presenza di caprioli nella zona caratterizzata dalla doppia recinzione, ma anche di cinghiali che, seppure in percentuale nettamente inferiore, si avvicinavano al recinto cercando una via di accesso al vigneto. I daini al contrario in questa fase sperimentale erano completamente assenti, almeno nei pressi della recinzione, non essendo mai stati ripresi dalle trappole video-fotografiche. Nell'anno successivo, 2014, dai filmati analizzati è stata riscontrata solo la presenza del capriolo, vale a dire che non ci sono state riprese di cinghiali o di daini che si avvicinavano al recinto; questo probabilmente a causa dell'enorme sviluppo delle

popolazioni di capriolo avvenuto in quegli anni nel territorio Toscano (circa 200.000 individui stimati), che ha causato una ricerca disperata di fonti trofiche alternative da parte degli stessi che, di conseguenza, hanno tentato maggiormente l'accesso ai vigneti e quindi di superare le opere di prevenzione.

Dal 2015 in poi, sono invece comparsi nei filmati delle trappole video-fotografiche i daini, con una percentuale sul totale di selvatici ripresi del 21% nel 2015, fino a superare nettamente il capriolo nel 2016, con il 72% di riprese sul totale.

Tali variazioni nella presenza dei diversi selvatici in prossimità della doppia recinzione, sicuramente riflettono gli andamenti delle popolazioni di ungulati della Toscana e di quell'area in particolare, dal momento che, negli ultimi anni, si è assistito ad un forte aumento prima delle popolazioni di capriolo e poi di quelle di daino, mentre quelle di cinghiale sono oramai da più tempo in continuo sviluppo (circa 11.000 capi di daino e più di 180.000 cinghiali stimati); di conseguenza, crescendo la densità di specie come il daino e il capriolo, è diminuita la disponibilità alimentare spontanea e quindi l'avvicinamento alle colture agricole è aumentato. Ma è inoltre da ipotizzare anche il fatto che il ridotto numero dei rilevamenti del cinghiale possa essere collegato alla maggiore sensibilità dello stesso nei confronti degli effetti provocati dalle recinzioni elettriche che risulterebbero particolarmente efficaci per tale selvatico. Questo sembra apprendere ben presto lo sgradevole effetto delle stesse, disertando le aree protette, favorito in ciò anche dai meno stringenti legami col territorio. È da rilevare inoltre che i vigneti, specialmente quando inerbiti come nel caso in oggetto, rappresentano una delle poche tipologie di ambiente in grado di fornire risorse alimentari ai cervidi per lunga parte dell'anno, mentre per il cinghiale le maggiori offerte trofiche di tali ambienti si manifestano per un periodo più breve principalmente in concomitanza con la maturazione dell'uva. Inoltre, le variazioni nella presenza delle specie, potrebbe dipendere anche dal fatto che con il passare del tempo, talune specie ungulate, trovando costantemente un ostacolo più difficile da superare (la doppia recinzione), abbiano ricercato siti alternativi per procurarsi le risorse trofiche di cui necessitavano, allontanandosi da tali zone o comunque cercando di superare le parti del recinto realizzate in modo tradizionale. Questo ultimo probabilmente è il motivo per il quale sono diminuite le riprese di caprioli e cinghiali in prossimità del doppio recinto.

Una volta individuate le diverse specie presenti, si è passati quindi a studiare attraverso l'analisi delle riprese, i comportamenti degli ungulati nei confronti della doppia recinzione. In particolare, in un primo momento, si sono distinti i soggetti in relazione alle seguenti diverse situazioni in presenza del recinto:

- gli animali rimasti al di fuori dal recinto,

- gli animali ripresi dentro il recinto,
- gli animali che per effetto dello *shock* elettrico rimanevano fuori dal recinto allontanandosi,
- gli animali che, pur soggetti allo *shock* elettrico, attraversavano comunque i fili elettrificati.

I risultati di tali analisi nei diversi anni sono riassunti nel grafico 5.

Doppia recinzione

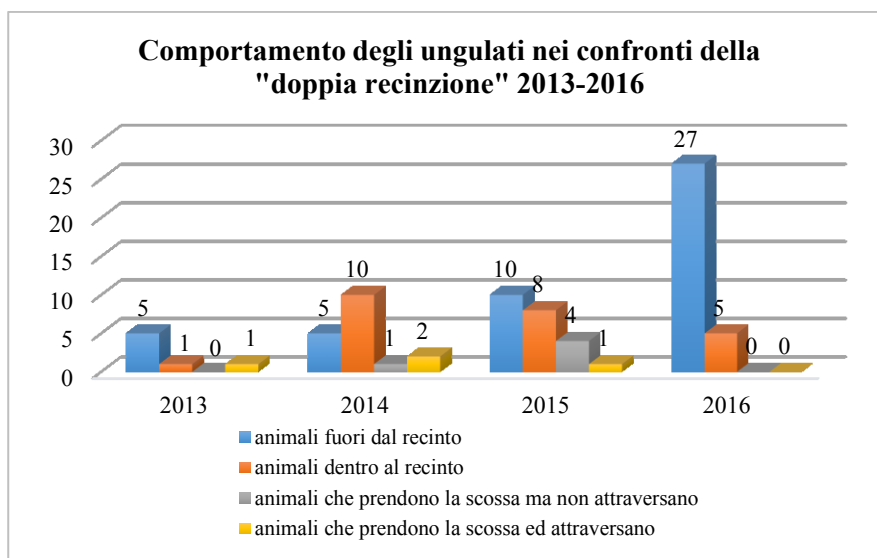


Grafico 5. Analisi dei diversi comportamenti dei selvatici riscontrati nei confronti della "doppia recinzione" dal 2013 al 2016.

Da tale grafico è possibile notare che, tranne che nell'anno 2014, la maggior parte degli animali ripresi si trovavano al di fuori del recinto, una piccola parte erano dentro alla recinzione e qualche animale si era avvicinato ai fili elettrificati percependo la scarica elettrica. Fra questi ultimi c'è da specificare che i selvatici che avevano provato la corrente elettrica ma che erano comunque entrati nella recinzione, l'avevano fatto o perché in corsa per motivi vari e quindi avevano saltato la recinzione, o in maniera involontaria, nel senso che, sorpresi dal dolore provocato dalla corrente, avevano spiccato un salto in avanti all'interno del recinto. Tali casi sono comunque risultati sporadici dal momento che non più di 2 soggetti (un capriolo e un cinghiale) nel 2014 avevano mostrato tale comportamento. È inoltre fondamentale sottolineare che il numero totale di animali ripresi da aprile ad ottobre di ogni anno è risultato molto basso (massimo 32 animali monitorati nel 2016), di conseguenza, considerate le alte densità di ungulati della zona, la doppia recinzione ha probabilmente avuto comunque un effetto deterrente nei confronti di tali ungulati.

Nell'anno 2014 si è assistito ad un maggior numero di animali dentro al recinto e questo è accaduto probabilmente, da una parte perché si trattava solo di caprioli (come descritto sopra gli ungulati più difficili da allontanare in quanto territoriali), dall'altra perché è stata una

annata con estate calda e siccitosa fra la metà di luglio e quella di settembre, essendosi verificate in tale periodo piogge con frequenza bassa seppur con alcuni eventi notevoli (Fig. 35); di conseguenza le risorse trofiche all'esterno erano molto ridotte e i caprioli maggiormente motivati ad attraversare il recinto.

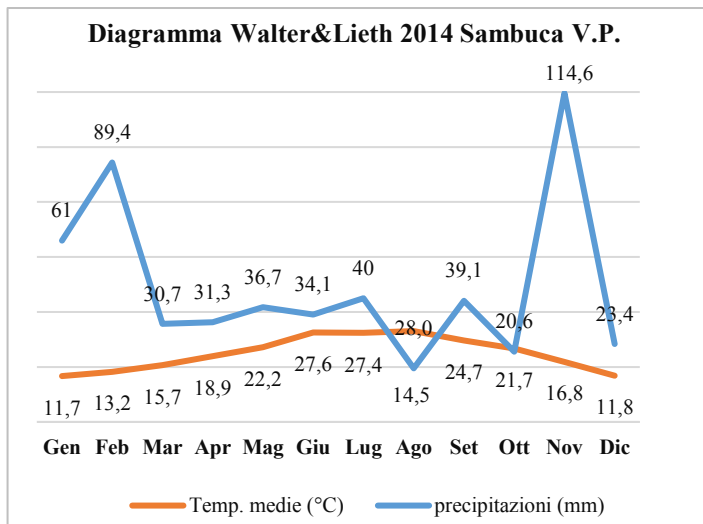


Fig. 35 Diagramma di Walter & Lieth dell'anno 2014 nella stazione di Sambuca V.P. (FI)

Come ultima analisi, sempre grazie all'utilizzo delle trappole video-fotografiche, si è valutato il comportamento dei selvatici quando si trovavano fuori e dentro il recinto, verificando se avessero un atteggiamento tranquillo, vale a dire se fossero concentrati ad alimentarsi o ad esplicare altre funzioni naturali, o se invece fossero sospettosi e cercassero di attraversare la recinzione. I risultati di tale analisi sono riassunti nei grafici 6 e 7.

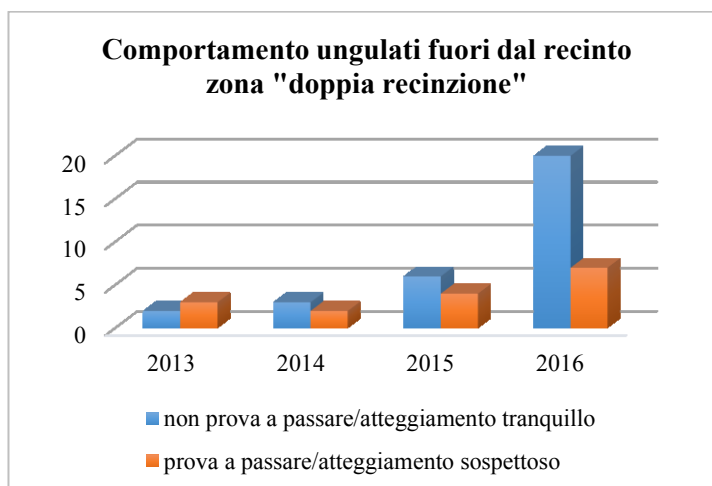


Grafico 6. Analisi del comportamento dei selvatici riscontrato fuori dal recinto caratterizzato dalla zona a "doppia recinzione" dal 2013 al 2016.

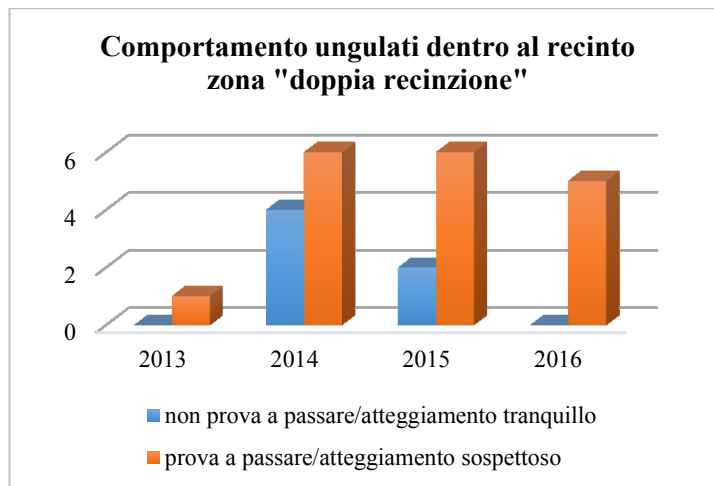


Grafico 7. Analisi del comportamento dei selvatici riscontrato dentro al recinto caratterizzato dalla zona a "doppia recinzione" dal 2013 al 2016.

Dai grafici si può verificare che quando gli ungulati si trovavano al di fuori del recinto, la maggior parte di loro manteneva un atteggiamento tranquillo e non si preoccupava di attraversare la recinzione; questo in particolare è rilevabile dall'osservazione dei filmati relativi al 2014, 2015 e 2016, mentre nel 2013 la maggior parte degli ungulati manifestava un atteggiamento sospettoso, forse perché trattandosi del primo anno di installazione, gli animali dovevano abituarsi alla presenza della doppia recinzione.

Situazione del tutto diversa è stata quella relativa agli animali che si trovavano dentro al recinto: non potendo posizionare trappole video-fotografiche sull'intero perimetro del recinto, essendo questo molto esteso, non è stato possibile individuare, se non in alcuni casi, le zone di ingresso, ma nonostante ciò, è stato interessante verificare che la maggior parte dei selvatici presenti all'interno del recinto mostrava un comportamento sospettoso di fronte al tratto caratterizzato dalla doppia recinzione e si preoccupava maggiormente di trovare una via di uscita, che di brucare i vigneti. Questo comportamento, già verificato nelle annate precedenti di sperimentazione (2010, 2011 e 2012) nei confronti dei recinti elettrici tradizionali (Racanelli, 2012), denota un probabile timore dei selvatici nell'attraversare una barriera che precedentemente (durante il primo ingresso) ha causato dolore; è comunque stato rilevato solo un animale che usciva dal tratto caratterizzato dal doppio recinto.

Recinto con fili conduttori dotati di appendici mobili elettrificate

Per quanto riguarda il secondo schema costruttivo, vale a dire quello caratterizzato dall'apposizione sui fili conduttori di appendici mobili elettrificate, è stata eseguita la stessa analisi effettuata per la doppia recinzione, iniziando dai selvatici ripresi nei pressi di tale tipologia costruttiva, che sono stati quelli riportati nei grafici 8, 9, 10 e 11.

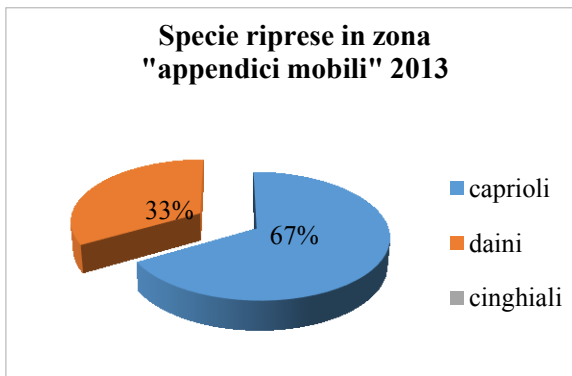


Grafico 8. Percentuale di selvatici ripresi nel 2013 nella zona "appendici mobili" suddivisa per specie.

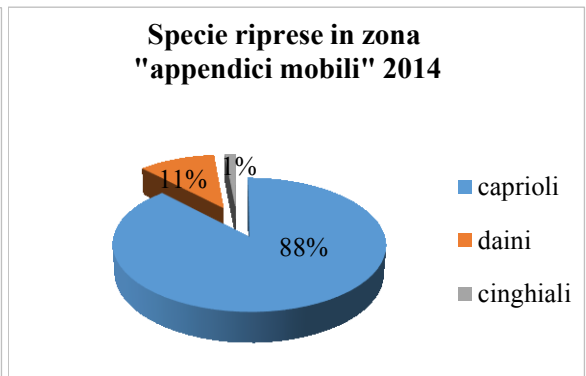


Grafico 9. Percentuale di selvatici ripresi nel 2014 nella zona "appendici mobili" suddivisa per specie.

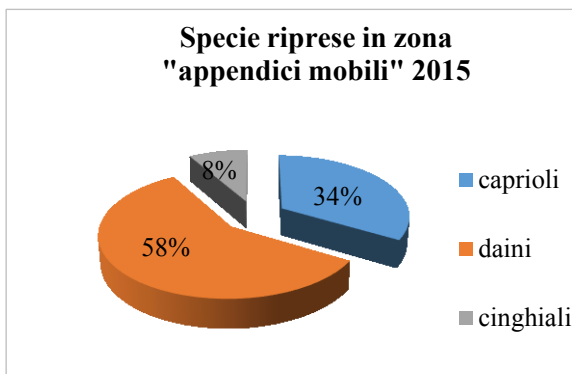


Grafico 10. Percentuale di selvatici ripresi nel 2015 nella zona "appendici mobili" suddivisa per specie.

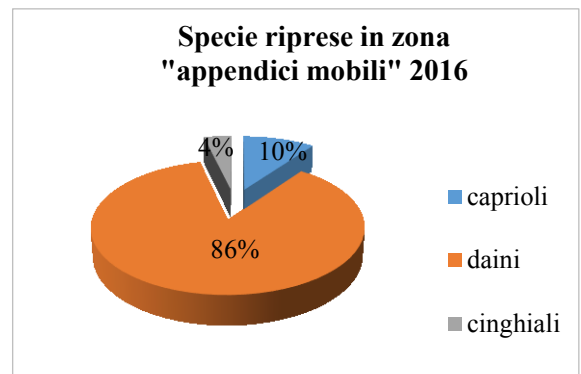


Grafico 11. Percentuale di selvatici ripresi nel 2016 nella zona "appendici mobili" suddivisa per specie.

Quello che salta subito agli occhi, visualizzando tali grafici, è la grande differenza presente fra le specie riprese nei pressi della recinzione con appendici mobili negli anni 2013-2014 e quelle presenti negli anni 2015-2016; mentre infatti, nei primi anni di sperimentazione, era il capriolo la specie maggiormente rilevata e quella che più si avvicinava ai recinti per tentare di entrare all'interno del vigneto, nelle annate successive è stato il daino ad avere la percentuale maggiore di presenza, con una netta diminuzione delle riprese sia di capriolo, che di cinghiale. Di conseguenza, tali risultati sulle presenze dei diversi ungulati in prossimità del recinto con appendici mobili, non fanno altro che confermare quelli relativi alla doppia recinzione sopra riportati.

Per ciò che concerne il comportamento dei diversi ungulati nei confronti di questo secondo schema costruttivo di recinzione, considerando i medesimi atteggiamenti verificati per la doppia recinzione, i risultati sono quelli riportati nel grafico 12.

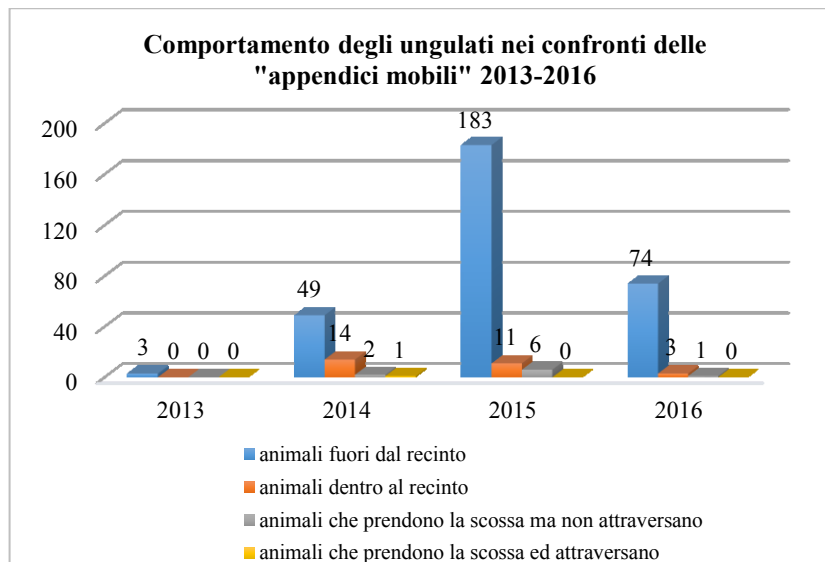


Grafico 12. Analisi dei diversi comportamenti dei selvatici riscontrati nei confronti delle "appendici mobili" dal 2013 al 2016.

Da una prima analisi è interessante rilevare il notevole numero di riprese effettuate nella zona caratterizzata dalle appendici mobili rispetto a quella della doppia recinzione, infatti mentre nella prima il numero massimo di animali rilevati è stato di 32 individui, nella seconda è stato di 200 soggetti; questo probabilmente sta a significare che gli animali prediligevano tale zona per tentare l'attraversamento piuttosto che la seconda; ma al contrario di ciò che è accaduto in quest'ultima, la percentuale di ungulati presenti all'interno del recinto rispetto a quelli rimasti al di fuori, nella zona caratterizzata dalle appendici mobili, è nettamente inferiore (massimo il 21% contro il 56% del doppio recinto), quindi è probabile che gli ungulati abbiano avuto maggiori difficoltà ad oltrepassare la recinzione caratterizzata dalla presenza delle appendici mobili e, al momento di uscire, abbiano utilizzato un varco in altre parti del recinto. Ciò che infatti è stato rilevato durante gli anni di sperimentazione precedenti è che gli animali, una volta trovata una via di ingresso in un recinto tendono a ricercare la medesima per uscirvi (Sorbeti Guerri *et al.*, 2011), di conseguenza il fatto di rilevare molti animali fuori dalla recinzione con le appendici mobili, ma pochi all'interno, può significare che il passaggio non è avvenuto in quella zona. Questo è confermato dal fatto che le trappole video-fotografiche hanno ripreso solo 1 cinghiale che ha attraversato il recinto nel 2014.

Per quanto riguarda poi il comportamento che gli ungulati adottano quando si trovavano all'interno e all'esterno del recinto, i risultati sono riassunti nei grafici 13 e 14.

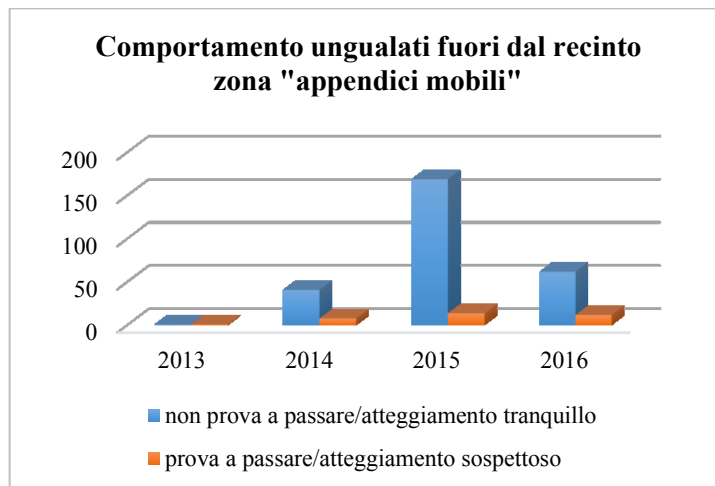


Grafico13. Analisi del comportamento dei selvatici riscontrato fuori dal recinto caratterizzato dalla zona con le "appendici mobili" dal 2013 al 2016.

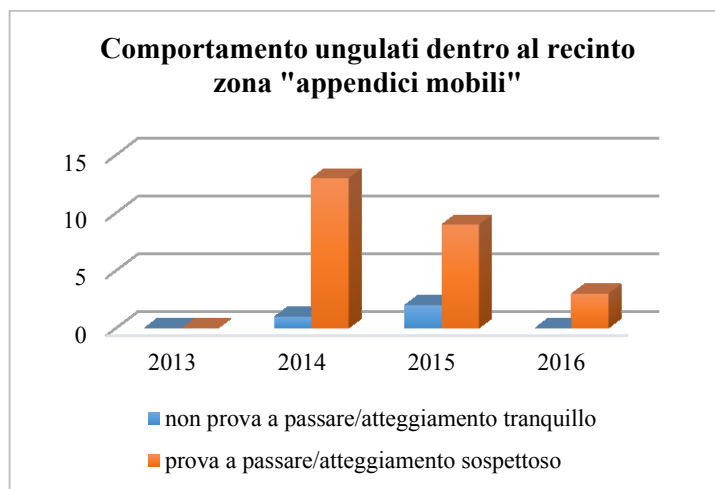


Grafico 14. Analisi del comportamento dei selvatici riscontrato fuori dal recinto caratterizzato dalla zona con le "appendici mobili" dal 2013 al 2016.

I risultati riportati sopra confermano l'atteggiamento descritto per il doppio recinto, infatti, anche nel tratto caratterizzato dalle appendici mobili, gli ungulati che si trovavano fuori dalla recinzione si dimostravano tranquilli e la maggior parte di essi non provava ad attraversare la barriera elettrica. Per quanto riguarda invece gli ungulati che si sono ritrovati all'interno del recinto, questi mostravano nella maggioranza dei casi un atteggiamento sospettoso e cercavano una via di uscita dalla recinzione, uscita che comunque non si verificava nella zona caratterizzata dalle appendici mobili. Anche in questo caso è quindi probabile che gli animali fossero entrati nel recinto prendendo la scossa elettrica e che quindi si preoccupassero maggiormente di trovare una via di uscita che di brucare le viti, con la conseguenza che i danni sui germogli e sui grappoli sono stati per tutti i 4 anni irrilevanti.

Conclusioni

Le due soluzioni costruttive innovative sperimentate hanno quindi fornito dei risultati incoraggianti dal momento che in tutti e 4 gli anni di sperimentazione, in corrispondenza dei tratti di recinzione realizzati con le suddette tipologie, si è potuta rilevare una notevole efficacia nell'impedire l'ingresso degli ungulati nei vigneti. I pochi animali che sono riusciti infatti ad attraversare i tratti caratterizzati dai due sistemi innovativi (tutti caprioli tranne in due casi cinghiali), sentendo la scarica elettrica, hanno poi mostrato notevoli difficoltà ad uscire dalla recinzione, con la conseguenza che, preoccupati dal trovare una via di fuga, non hanno causato gravi danni ai vigneti.

Questi primi anni di sperimentazione hanno quindi sicuramente fornito dei dati soddisfacenti per suggerire l'opportunità di ulteriori sperimentazioni di tali tipologie su intere recinzioni, per verificare la loro effettiva maggior efficacia protettiva rispetto ai recinti tradizionali; si è infatti verificato che i caprioli, gli animali più difficili da contenere con le recinzioni elettrificate, sono stati negli anni disturbati da tali sistemi innovativi, dal momento che si è assistito ad una loro netta diminuzione fra il 2013 e il 2016 in prossimità delle recinzioni, ma soprattutto si sono verificati progressivamente meno attraversamenti dei recinti elettrici nei tratti sperimentali, fino ad annullarsi durante l'ultimo anno di sperimentazione.

Fermo restando che entrambe le soluzioni costruttive hanno dato risultati positivi, la recinzione caratterizzata dalle appendici mobili sembra essere stata più efficace rispetto alla doppia recinzione, dal momento che, dal 2013 al 2016 si è rilevato solo un cinghiale che è riuscito ad attraversare tale tratto, mentre 9 animali fra cui 6 caprioli e 3 cinghiali, avvicinandosi al recinto, hanno ricevuto la scarica elettrica e sono stati così dissuasi dall'entrare nel vigneto. Inoltre, la maggioranza degli animali ripresi, come ricordato sopra, sono rimasti all'esterno di tale tratto, probabilmente a causa del movimento delle appendici mobili, che non essendo costante, ha causato una difficoltà maggiore per gli ungulati nel valutare le dimensioni del passaggio dalla recinzione. Nonostante ciò, anche il doppio recinto può considerarsi efficace, dato che solo 4 animali (3 caprioli e 1 cinghiale) dal 2013 al 2016 l'hanno attraversato, mentre 5 animali (1 cinghiale, 1 daino e 3 caprioli), sentendo la scossa, hanno desistito.

Entrambe le soluzioni costruttive sono inoltre risultate di semplice realizzazione, ma probabilmente per poter essere utilizzate ampiamente, dovrebbero poter essere acquistate già prefabbricate, così da essere più maneggiabili e quindi installabili in tempi più rapidi. Uno dei maggiori problemi inerente l'utilizzo delle recinzioni elettrificate nel settore agricolo, resta infatti quello della manutenzione e gestione di tali sistemi; è infatti noto che gli

agricoltori tendono a non utilizzarle dal momento che si trovano a dover effettuare un lavoro maggiore legato alla loro installazione, mantenimento e smontaggio; è quindi fondamentale riuscire ad avere tali soluzioni costruttive già montate, in maniera tale da diminuire il tempo e quindi il costo del lavoro.

Nonostante tali difficoltà ormai note nell'utilizzo delle recinzioni elettrificate, sulla base di sperimentazioni di altri sistemi dissuasivi, è possibile affermare che rimangono uno dei sistemi di prevenzione/protezione più efficaci nel dissuadere i selvatici dal danneggiare le coltivazioni.



Fig. 36 Capriolo bruca tranquillo fuori dal recinto elettrico.



Fig. 37 Cinghiale si avvicina timoroso ad un recinto elettrico.

Colture alternative e dissuasive

Introduzione

Come già riportato in precedenza, già nel 1996, Cummings (Cummings, 1996) proponeva l'idea di modificare gli *habitat* attraverso l'inserimento di specie vegetali maggiormente appetite dai cervidi per ridurre l'impatto di questi ultimi sulle colture. Ma la stessa idea, vale a dire quella di proporre un'alternativa trofica per attirare i selvatici in un determinato luogo, seppure con fini diversi, è alla base della realizzazione dei “*Food plots*” (Corner, 2010, Kenyon, 2016) e delle cosiddette “colture a perdere” (Innocenti, 2010). In entrambi i casi si tratta infatti di punti strategici realizzati attraverso l'installazione di appezzamenti con specie vegetali appetite ai selvatici, in maniera tale da concentrare la presenza degli stessi in un determinato luogo che può essere utilizzato ai fini dell'attività venatoria (come nel caso dei *food plots*), a fini alimentari per determinate specie faunistiche come miglioramenti ambientali (nel caso delle colture a perdere) e di conseguenza probabilmente anche ai fini della dissuasione dei selvatici dalle colture di pregio. La prima perplessità sull'argomento scaturita ormai da qualche anno, riguarda però l'ipotesi che, realizzando delle colture appetite in prossimità di seminativi, boschi da reddito o qualsivoglia attività agronomica soggetta a danneggiamento, i selvatici possano essere più invogliati, una volta conclusa la disponibilità delle specie appetite, ad avvicinarsi e di conseguenza a cibarsi anche delle colture da reddito, specie in determinate stagioni dell'anno come l'inverno quando l'offerta trofica spontanea scarseggia (Kamler e Homolka, 2015); di conseguenza, tale argomento, essendo influenzato da molte variabili non determinabili a priori, non è mai stato indagato fino in fondo e la bibliografia a riguardo è molto scarsa.

Da qui è scaturita l'idea di studiare delle colture erbacee, sia alternative che dissuasive nei confronti dei selvatici, vale a dire sia talmente appetite da attrarli e distoglierli dal danneggiare le colture da reddito, che talmente repellenti per odore, gusto, ecc. da allontanarli dall'area, da impiantare in prossimità di coltivazioni agricole o forestali soggette ad essere danneggiate. Ovviamente tali colture devono essere scelte in maniera tale che siano pronte ad esplicitare il loro effetto (come specie alternativa di cui cibarsi o come specie dissuasiva da cui allontanarsi) nel momento esatto in cui le colture di pregio sono suscettibili di danneggiamento, quindi è necessaria una programmazione esatta delle semine, per far sì che il sistema possa funzionare.

Nella sperimentazione in questione si è deciso di concentrarsi sulla ricerca di specie appetibili e dissuasive da impiantare in prossimità di seminativi, in particolare di cereali

autunno-vernini costantemente danneggiati dai selvatici, per verificare se tali colture potessero essere utilizzate come metodo di difesa.

Ma, per poter effettuare tale ricerca, occorreva conoscere le preferenze alimentari delle specie ritenute più dannose sul territorio Toscano; quindi, come primo *step* è stata condotta un'analisi sulle preferenze alimentari dei selvatici, concentrandosi maggiormente su quelle del capriolo.

Da questa prima parte della ricerca è derivata una pubblicazione sull'*Italian Journal of Agronomy*, riportata in appendice (Allegato 2).

Sperimentazione

La sperimentazione sulle colture alternative è stata quindi suddivisa in due fasi: la prima ha riguardato la ricerca di specie vegetali erbacee che potessero essere appetite per i selvatici (studio sulle preferenze alimentari), dopodiché dall'analisi dei risultati di tale sperimentazione, è stato possibile passare alla seconda fase nella quale le specie vegetali maggiormente appetite, in particolare per il capriolo che è risultato il maggior utilizzatore, sono state testate come "colture alternative"; sono state cioè seminate in prossimità di campi coltivati frequentemente danneggiati dall'ungulato, per verificare se l'attività di brucatura si potesse concentrare sulle stesse ("colture alternative") distogliendo l'animale da entrare nelle colture da reddito.

La prima parte della sperimentazione è stata quindi svolta in un'area del Parco Mediceo di Pratolino (Fig. 38), complesso monumentale di circa 15 ha di proprietà della Città Metropolitana di Firenze, che vanta dal 2013 anche un riconoscimento UNESCO; il parco, posto a circa 415 metri s.l.m. e caratterizzato da circa 30 ha di aree aperte con la restante parte boschiva, è un'oasi di protezione (art. 15 L. R. n. 3/1994) vale a dire un'area destinata al rifugio, alla riproduzione e alla sosta degli animali selvatici in cui sono vietate la caccia ed ogni forma di disturbo e di nocimento della fauna. L'alternanza di boschi e prati e la ricchezza di acqua, fanno sì che si vengano a creare ambienti adatti a specie animali differenti, fra le quali spicca in numero cospicuo il capriolo.

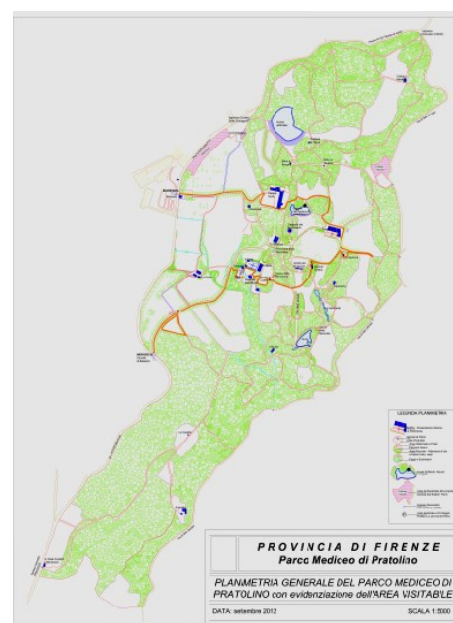


Fig. 38 Planimetria del Parco Mediceo di Pratolino.

Per tale ragione si è ritenuto che tale area fosse idonea per l'installazione di un campo sperimentale nel quale sono state seminate *random* e con una ripetizione di 3 volte, 2 specie vegetali erbacee in purezza e 4 miscugli, per verificare il loro grado di appetibilità.

In particolare le specie vegetali seminate in purezza sono state la lupinella (*Onobrychis viciifolia*) e l'erba medica (*Medicago Sativa*), mentre i miscugli sono stati quelli riportati nella tabella 5.

Species	Specie in purezza/miscugli					
	1 Lupinella	2 Erba medica	3 Commerciale	4 Fauna selvatica	5 Caprioli	6 Syngenta
<i>Onobrychis viciifolia</i>	X		X	X	X	X
<i>Medicago sativa</i>		X	X	X	X	X
<i>Festuca arundinacea</i>			X			
<i>Dactylis glomerata</i>			X			
<i>Lolium perenne</i>			X		X	
<i>Lotus corniculatus</i>			X		X	X
<i>Secale cereale</i>				X	X	
<i>Lolium multiflorum</i>				X	X	
<i>Trifolium pratense</i>				X	X	X
<i>Trifolium repens</i>				X	X	X
<i>Fagopyrum esculentum</i>				X		
<i>Vicia villosa</i>				X		
<i>Lupinus angustifolius</i>				X		
<i>Pisum sativum</i>				X		
<i>Ornithopus compressus</i>				X		
<i>Brassica napus</i>				X		X
<i>Trifolium alexandrinum</i>					X	
<i>Raphanus sativus</i>					X	
<i>Hedysarum coronarium</i>						X

Tab. 5 Specie erbacee vegetali sperimentate: specie in purezza (n° 1 e 2) e miscugli di differenti specie vegetali (dal n° 3 al n° 6).

Le specie in purezza sono state scelte sulla base di conoscenze acquisite negli anni derivanti dall'osservazione dell'alimentazione in natura degli animali selvatici, mentre per quanto riguarda i miscugli, alcuni sono presenti in commercio come attrattivi specifici per fauna selvatica (Miscuglio Commerciale) o non specifici (Miscuglio Syngenta), mentre altri sono stati appositamente preparati grazie all'esperienza di Agronomi del settore (Miscuglio Fauna Selvatica e Miscuglio Caprioli).

Le specie vegetali risultate maggiormente utilizzate dai selvatici e in particolare dal capriolo nella prima fase della ricerca, sono state successivamente seminate in miscuglio in un ulteriore campo sperimentale situato nell'azienda agraria Brizzolari Gianni "Podere la Corte", sita in località Tosina nel Comune di Pelago (FI). L'azienda, dell'estensione di 33 ha, ubicata a circa 600 metri s.l.m., è caratterizzata da una prevalenza di territorio boscato (9,5 ha di boschi misti di Castagno e specie Quercine), da 2,5 ha di olivete e da 21 ha di seminativi e foraggere, che l'azienda coltiva per l'alimentazione di suini da carne allevati allo stato brado. Nello specifico, il campo sperimentale costituito dal miscuglio risultato più appetito, è stato seminato fra due terreni coltivati a frumento tenero (*Triticum aestivum*)

varietà Verna (grano antico molto appetito dagli ungulati in quanto privo di resta) e a mais (*Zea mays*).

Per quanto concerne invece le colture dissuasive, si è deciso di testare l'efficacia repulsiva di un'unica specie vegetale considerata repellente per il cinghiale, vale a dire il coriandolo (*Coriandrum sativum*), detto anche volgarmente “prezzemolo cinese” o “cilantro”: tale specie è una pianta erbacea annuale della famiglia delle Apiaceae (o Umbelliferae), della quale fanno parte anche specie come il cumino, l'aneto, il finocchio e il prezzemolo. *Coriandrum* è una parola latina già citata da Plinio (*Naturalis Historia*), che ha le sue radici nella parola greca *corys* o *korios* (cimice) seguita dal suffisso *-ander* (somigliante), in riferimento alla supposta somiglianza dell'odore emanato dai frutti acerbi o dalle foglie. Sarebbe proprio questo caratteristico odore a provocare un effetto repellente nel cinghiale. La conoscenza di tale peculiarità della specie vegetale è stata acquisita attraverso informazioni raccolte da agricoltori di alcune aree della Toscana che sono soliti coltivare il coriandolo intorno al frumento per evitare il danneggiamento da parte del suide, dal momento che in letteratura esistono vari lavori su specie non appetite o resistenti alla brucatura degli ungulati (Fargione *et al.*, 1991) ma non su specie dissuasive per gli stessi. Per tale ragione sono state effettuate nel 2016 alcune prove orientative per verificare se effettivamente il coriandolo potesse disturbare i cinghiali con il suo odore; sono quindi state predisposte strisce di terreno di circa 15 × 50 metri coltivate con miscugli di specie molto appetite al cinghiale come sorgo (*S. bicolor ssp. Bicolor*, *S. vulgare var. technicum*), miglio (*Panicum miliaceum*), panico (*Setaria italica*), girasole (*Helianthus annuus*), cicorie (*Cichorium intybus*) e in tali strisce è stato seminato anche il coriandolo (*Coriandrum sativum*) in miscuglio con le altre specie. Tale prova è stata effettuata in una Azienda

Faunistico Venatoria dove la densità del suide è risultata molto elevata. I primi risultati sono stati positivi ed hanno offerto degli spunti di riflessione interessanti dal momento che i cinghiali hanno assiduamente frequentato e abbondantemente utilizzato le porzioni di terreno limitrofe alle strisce seminate, lasciando intatta la striscia adiacente con il miscuglio appetito e il coriandolo (Fig. 39).



Fig. 39 Sulla destra, striscia seminata con un miscuglio appetito e coriandolo non danneggiata. Sulla sinistra striscia con vegetazione completamente danneggiata dai cinghiali.

Si è deciso così di effettuare una ulteriore prova sperimentale seminando una striscia di coriandolo sul perimetro di un campo seminato a triticale (*x Triticosecale Wittm.*) costantemente danneggiato dai cinghiali, per verificare se con tale soluzione fosse possibile realizzare una sorta di barriera odorosa dissuasiva, utile ad allontanare il suide dai campi coltivati.

Anche quest'ultima sperimentazione è stata realizzata all'interno dell'azienda agraria Brizzolari Gianni "Podere la Corte". In particolare, come si nota dalla figura 40 il miscuglio delle specie alternative è stato seminato nel campo A di 2527 m², adiacente ad un appezzamento di 15965 m² coltivato a frumento tenero (campo B) e al campo di mais di 15796 m² (campo C) mentre il coriandolo (campo D) è stato seminato lungo il perimetro del campo di triticale (campo E) di 12083 m².

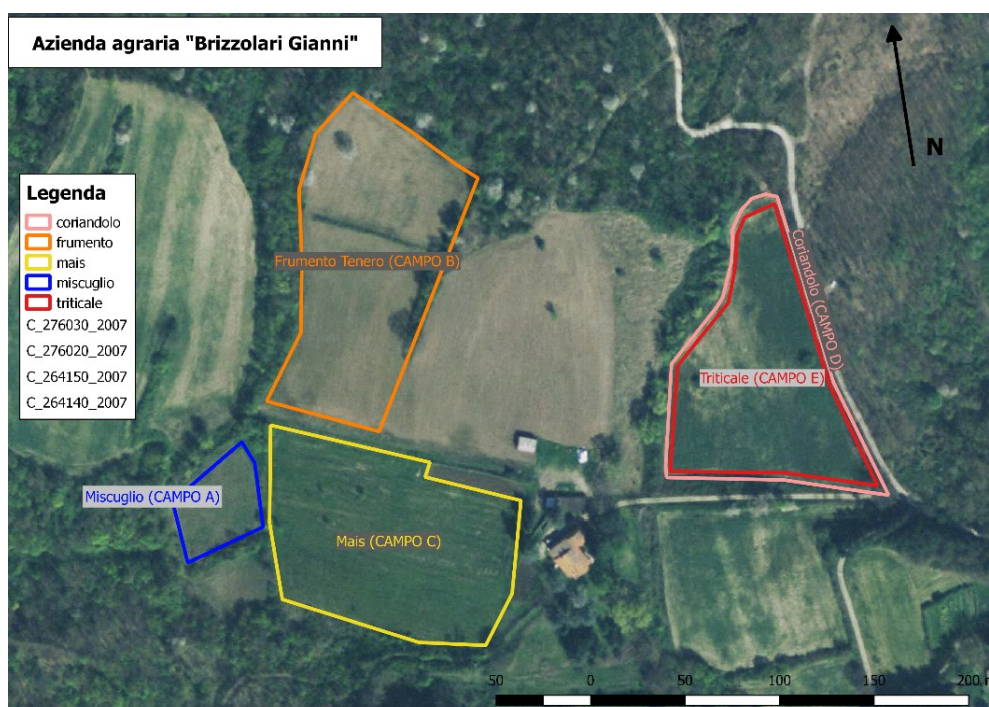


Fig. 40 Azienda agraria "Podere la Corte" con evidenziate le aree sperimentali (elaborazione QGIS).

Materiali e metodi

La prima parte della ricerca riguardante l'analisi delle preferenze alimentari dei selvatici, è iniziata il 16 Aprile 2015, quando sono state effettuate, in blocchi randomizzati e con una replica di 3 volte, 6 differenti semine; in particolare, come già accennato in precedenza, sono state seminate 2 specie in purezza (Lupinella (1) ed Erba Medica (2)) e 4 differenti miscugli (Miscuglio Commerciale (3), Miscuglio Fauna Selvatica (4), Miscuglio Caprioli (5), Miscuglio Syngenta (6)), con dosi di seme di 105 kg ad ettaro per tutte, tranne che per l'erba medica che, avendo un seme più grosso, necessita di una minore densità di semina. Il progetto sperimentale ha visto quindi la realizzazione di 3 blocchi costituiti da 6 parcelle di 5×3,5 metri ciascuna ed intervallati da 2 corridoi di 1 metro di larghezza (Fig. 41). In ogni parcella è stato seminato a spaglio il miscuglio o la specie in purezza, lasciando liberi solo i due corridoi di separazione.

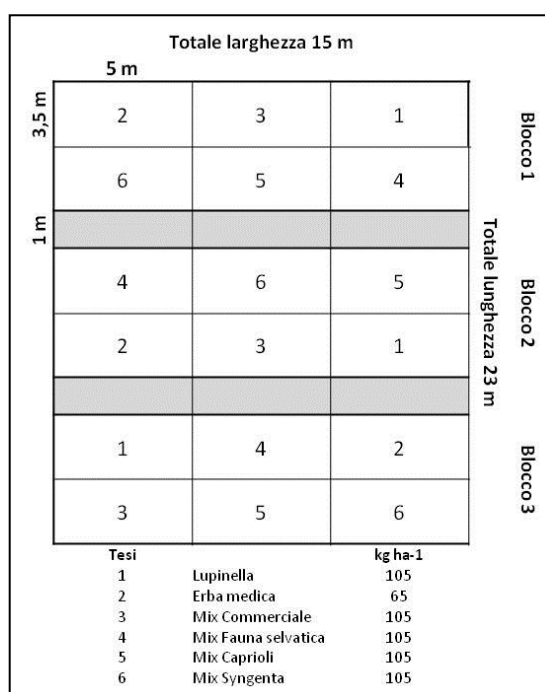


Fig. 41 Schema dell'area sperimentale per lo studio delle preferenze alimentari.

Una volta effettuate le semine, per evitare che specie come il cinghiale potessero danneggiare, grufolando, le parcelle prima dello sviluppo vegetazionale falsando i dati delle successive elaborazioni, tutta l'area sperimentale è stata recintata con 4 fili elettrificati in materiale plastico a 3 conduttori raddoppiati, sostenuti da paletti in plastica con incorporati gli adattatori per il passaggio dei conduttori a 20 cm di distanza l'uno dall'altro; i pali sono stati inseriti nel terreno ogni 3 metri per un totale di circa 100 metri di perimetro, ad una distanza di circa 1 metro dai blocchi seminati. Per l'elettrificatore è stato utilizzato uno

strumento di 3,2 Joule, grazie alla possibilità di collegamento alla rete (220 V). Il recinto elettrificato è stato utilizzato anche per la fase successiva alla semina, per evitare ingressi indesiderati e concentrare l'attenzione sul capriolo che, come le precedenti sperimentazioni avevano già abbondantemente evidenziato, non ha avuto problemi ad attraversare i 4 fili elettrificati disposti a modesta altezza rispetto al terreno.

Dopo la realizzazione del recinto elettrificato, tutta l'area sperimentale è stata monitorata giornalmente mediante 6 trappole video-fotografiche, posizionate sul perimetro della recinzione stessa in maniera tale da coprire tutta la superficie investigata (Fig. 42).

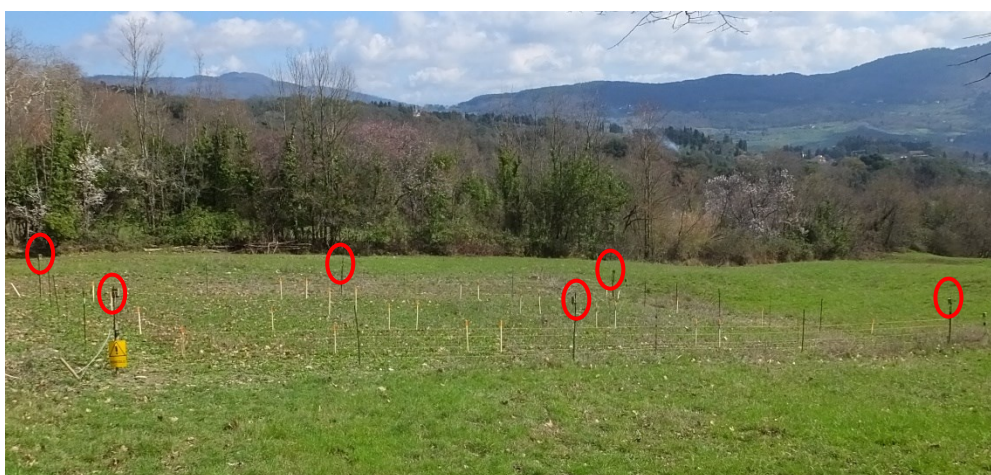


Fig. 42 Posizionamento delle trappole video-fotografiche (evidenziate in rosso) sull'area sperimentale.

Per analizzare le preferenze alimentari dei selvatici, una volta cresciute le specie vegetali sperimentali, si sono infatti utilizzati due metodi di cui il primo è stato proprio il fototrappolaggio; in particolare, grazie alla visione dei filmati ripresi dalle trappole video-fotografiche, della durata di 30 secondi ciascuno, si è potuto verificare quali fossero le parcelle (specie in purezza o miscugli) maggiormente appetite, grazie ai passaggi che gli animali facevano sui diversi blocchi e all'attività a cui si dedicavano quando si trovavano sulle differenti parcelle (attività di alimentazione, di riposo, di passaggio, di osservazione, ecc.). Per poter distinguere le diverse parcelle analizzando i filmati da remoto, ognuna di esse è stata nominata con un numero riferito alla tipologia di semina e una lettera riferita al blocco di appartenenza (Fig. 43), inoltre sull'area sperimentale le parcelle sono state evidenziate attraverso paletti colorati (Fig. 44). Nell'analisi sono stati considerati anche gli animali che passavano o si alimentavano sulle zone di corridoio (numero 7, Figura 43) o nell'area posta all'esterno del recinto (numero 8, Figura 43) caratterizzata solo da specie vegetali spontanee. Il monitoraggio attraverso fototrappolaggio è iniziato il 16 aprile 2015 e si è concluso il 27 luglio 2016 e i filmati delle trappole video-fotografiche sono stati analizzati ogni 15 giorni.

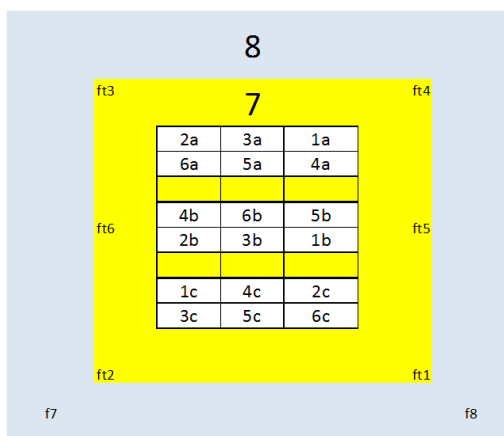


Fig. 43 Suddivisione delle parcelle nell'area sperimentale.



Fig. 44 Utilizzo di paletti colorati per la delimitazione delle parcelle sperimentali.

La seconda analisi sulle preferenze alimentari dei selvatici è stata invece effettuata attraverso rilievi in campo delle diverse specie vegetali; in particolare, una volta verificata l'attività di alimentazione sulle diverse parcelle sperimentali attraverso il fototrappolaggio, si è affinata l'analisi tramite rilievi botanici che, oltre a verificare la composizione vegetale dei miscugli e la frequenza di presenza di ogni singola specie vegetale, sono serviti per stabilire degli indici di utilizzazione e il grado di defogliazione di ogni singola specie da parte della fauna selvatica.

In particolare l'analisi sulla composizione botanica, effettuata a partire dalla completa nascita delle specie vegetali fino all'estate 2016 attraverso 5 rilievi in campo, è stata realizzata attraverso il metodo "vertical point-quadrat transect", una tecnica basata sul campionamento di punti per determinare la presenza percentuale delle diverse componenti vegetali all'interno di una specifica area. Con questo metodo, le letture di punti vengono prese in posizioni sistematiche o casuali lungo un nastro che viene steso per definire un

transect in tutto il sito (Fig. 45). Ogni *transect* è considerato così un campione rappresentativo di ogni parcella e sono necessari diversi *transect* per poter effettuare un'analisi statistica dei dati di



Fig. 45 Nastro steso per definire il transect.



Fig. 46 Asta di metallo infissa nel terreno utilizzata per prendere la misura sul transect.

copertura percentuale delle specie vegetali e per confrontare le differenze tra le epoche di rilievo o tra le tesi.

Nel nostro caso sono stati realizzati, ad ogni epoca di rilievo, 18 *transect* di 5 metri ciascuno con analisi delle specie presenti ogni 20 cm, sulla diagonale di ogni parcella, secondo il metodo di Daget e Poissonet (Daget *et al.*, 1971). Sono state poi catalogate tutte le specie vegetali che toccavano un'asta di metallo infissa nel terreno, utilizzata come riferimento della presenza o assenza della specie (Fig. 46). Così per ciascuna di esse si è potuta calcolare la frequenza specifica (SFi), vale a dire il numero di volte che la stessa specie è presente lungo il *transect* e l'abbondanza relativa ($SRAi$) attraverso la formula (Argenti e Lombardi, 2012):

$$SRAi = \frac{SFi}{\sum SFi} * 100$$

utilizzata per ottenere la percentuale di presenza di ogni singola specie all'interno di ciascuna parcella (Probo *et al.*, 2013).

I rilievi botanici sono così stati utilizzati per calcolare il Valore Pastorale (Daget e Poissonet, 1972) usando l'equazione:

$$PV = \sum \frac{SRAi * Sli}{5} * 100$$

dove Sli è un indice sintetico specifico (con un *range* di valori da 0 a 5) utilizzato per riassumere il valore foraggero di ciascuna specie (Cavallero *et al.*, 2002, Bagella *et al.*, 2013). Il Valore Pastorale (con un *range* di valori da 0 a 100) è quindi un parametro che è stato utilizzato per esprimere tutto il potenziale foraggero della vegetazione presente nei diversi quadranti.

I dati relativi all'utilizzazione delle specie vegetali da parte degli animali sulle diverse parcelle, sono invece stati rilevati per mezzo di una valutazione visiva dell'attività di brucatura stimata su ciascuna pianta registrata lungo il *transect* botanico, seguendo il metodo utilizzato in analisi analoghe riguardanti le preferenze di alimentazione degli animali selvatici (Argenti *et al.*, 2012). La stima della brucatura dei selvatici sulle piante catalogate è stata realizzata attraverso punteggi differenti in base alla seguente scala:

- 0 = nessun utilizzo
- 1 = limitati segni di utilizzo
- 2 = moderati segni di utilizzo
- 3 = alta percentuale di utilizzazione

ed i risultati hanno permesso di quantificare quali specie vegetali fossero state maggiormente utilizzate. Esempi di piante brucate sono riportati nelle figure 47, 48 e 49.



Fig. 47 Brucatura punteggio 1. Fig. 48 Brucatura punteggio 2. Fig. 49 Brucatura punteggio 3.

In particolare i dati ottenuti sono stati elaborati per calcolare:

- Il contributo al tasso di defogliazione (CDR_i), vale a dire la percentuale di utilizzazione di una determinata specie vegetale sul totale della brucatura osservata, rappresentata dal rapporto tra la somma dei punteggi per una singola specie e i punteggi totali di tutte le specie incontrate lungo il *transect*;
- Il grado di utilizzazione totale (UR), calcolato come percentuale della brucatura totale osservata rispetto al potenziale di utilizzazione di ciascuna parcella, rappresentato dal rapporto tra la somma di tutti i punteggi lungo il *transect* e il punteggio massimo potenziale (cioè il numero totale di contatti di tutte le specie lungo un *transect* x 3).

Per individuare le preferenze alimentari degli animali su una singola specie, secondo Orth *et al.* (1988), il CDR di ciascuna specie è opportuno correlarlo alla sua abbondanza relativa, di conseguenza il rapporto CDR_i/SRA_i è stato usato per definire se una specie vegetale era attivamente ricercata dai selvatici (CDR_i/SRA_i>1) o rifiutata dagli stessi (CDR_i/SRA_i<1), considerando che se tale rapporto risultava uguale ad 1 la specie vegetale era utilizzata proporzionalmente alla sua presenza nel quadrante.

In conclusione l'analisi botanica, effettuata grazie alla collaborazione con il Dipartimento DISPAA dell'Università degli Studi di Firenze, comparata all'analisi sui filmati delle trappole video-fotografiche, ha permesso di valutare se fra i due metodi ci fosse corrispondenza e grazie ad essi quali tesi poste a confronto fossero più frequentate per i selvatici ed in particolare per il capriolo.

Per le analisi statistiche è stato utilizzato il software IBM SPSS Statistics versione 23 del 2015.

La seconda fase della sperimentazione è iniziata nell'aprile del 2017 quando sono state effettuate le semine delle specie vegetali risultate più appetite dalla prima fase sperimentale,

nell'area di studio descritta nella parte introduttiva, per essere testate come colture alternative. In particolare per quanto riguarda il campo sul quale è stato seminato il miscuglio di tali specie (campo A), avendo prodotto erba medica nelle annate precedenti, è stato opportunamente arato e quindi fresato con erpice a dischi in maniera tale da frantumare le zolle e renderlo idoneo alla semina (Fig. 50). Quest'ultima è stata poi effettuata a mano a spaglio su tutto il piccolo appezzamento (Fig. 51). Una volta seminato, il campo è stato monitorato a vista per verificare la crescita delle specie vegetali e attraverso una trappola video-fotografica, per analizzare il comportamento dei selvatici nei confronti di tali colture. Lo strumento è stato programmato in maniera tale che potesse funzionare da PIR sia durante il giorno che durante la notte (essendo la zona frequentata durante tutto l'arco del giorno) attraverso la registrazione di video di 30 secondi, con intervallo fra un video e l'altro di 5 secondi (Fig. 52).



Fig. 50 Fresatura del campo pre-semina del miscuglio "colture alternative".



Fig. 51 Semina a spaglio del miscuglio "colture alternative".

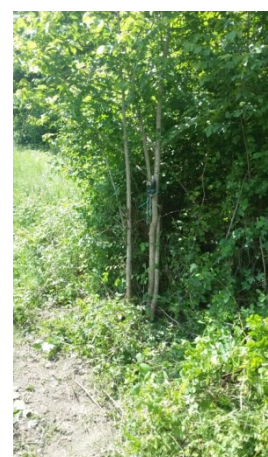


Fig. 52 Trappola video-fotografica per il monitoraggio delle "colture alternative".

Per verificare poi se le specie vegetali seminate potessero essere utili anche come colture alternative, oltre a valutare la brucatura dei selvatici attraverso le trappole video-fotografiche, sono stati effettuati dei rilievi a vista e dei voli di ricognizione con il Sistema Aereo a Pilotaggio Remoto (SAPR) GESAAF-Wildlife di proprietà del Dipartimento, nei campi adiacenti coltivati a frumento tenero (campo B) e a mais (campo C). Su questi è stato verificato se ci fossero stati danni e quale specie nel caso gli avesse provocati. Ovviamente i danni sul frumento sono stati stimati ad inizio luglio prima della trebbiatura, mentre quelli sul mais ad inizio settembre, di conseguenza è stata verificata anche la durata di efficacia del miscuglio come coltura alternativa.

Per quanto riguarda invece la semina della specie dissuasiva (coriandolo), questa è stata realizzata sempre nel mese di aprile sul perimetro del campo seminato con il triticale (*xTriticosecale Wittm.*) (campo E). Anche in questo caso è stata effettuata una prima

lavorazione del terreno attraverso una fresatura con erpice a dischi su tutto il perimetro del campo (Fig. 53), dopodiché si è proceduto alla semina a spaglio (Fig. 54). La striscia seminata è stata di circa 1 metro di larghezza ed ha percorso l'intero perimetro del campo per un totale di circa 400 m.

Per il monitoraggio dell'area, vista la notevole dimensione dell'appezzamento e quindi l'impossibilità di sorvegliarlo per intero attraverso trappole video-fotografiche, si sono effettuati dei controlli a vista e si è utilizzato il SAPR GESAAF-Wildlife (Fig. 55) per verificare se ci fossero stati danni da parte del cinghiale nelle diverse fasi di sviluppo del triticale. Il coriandolo (Fig. 56) infatti è stato seminato in aprile per fare in modo che crescesse e potesse quindi essere efficace nel disturbare i selvatici (emanando il suo forte odore) nel momento antecedente alla raccolta del prodotto (fine giugno), momento culminante per il danneggiamento del cereale da parte del suide; avendo però constatato che negli ultimi anni, l'ungulato ha provocato danni anche sulla spiga in maturazione latte, si sono monitorate tutte le fasi di crescita del prodotto, per verificare l'efficacia del coriandolo come coltura dissuasiva.



Fig. 53 Fresatura del campo pre-semina della "specie dissuasiva (coriandolo)".



Fig. 54 Semina a spaglio della "specie dissuasiva (coriandolo)".



Fig. 55 Utilizzo del SAPR per il monitoraggio dell'area protetta con "specie dissuasiva (coriandolo)".



Fig. 56 "Specie dissuasiva (coriandolo)".

Risultati e discussione

Per quanto riguarda la prima parte della sperimentazione relativa alle preferenze alimentari, sono state svolte una serie di analisi statistiche per valutare, oltre al valore pastorale, il grado di utilizzazione e il contributo fornito da ciascuna specie vegetale alla defogliazione da parte dei selvatici, anche quali fossero le correlazioni esistenti fra tali variabili e le diverse stagioni dell'anno; aspetto fondamentale se si pensa che tali specie vegetali, come detto precedentemente, devono essere pronte ad essere utilizzate nei vari periodi in cui ci sono colture in atto suscettibili a danneggiamento. Per tale motivo è stata effettuata inizialmente una analisi ANOVA², eseguita sulle variabili derivanti dalle analisi botaniche sia per le specie seminate, che per quelle spontanee nate nell'area sperimentale (Tab. 6).

Variabili	CDR specie seminate	CDR specie spontanee	CDR/SRA specie seminate	CDR/SRA specie spontanee	UR parcelle	% specie brucate	PV
Specie in purezza/miscugli	ns	ns	**	ns	ns	**	ns
Data di campionamento	**	**	**	**	**	**	ns
Correlazioni	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns

Tab 6 Risultati dell'analisi ANOVA effettuata per testare i parametri derivati dai transetti botanici realizzati sul campo sperimentale, (Significatività: ** = significante $p < 0.01$; * significante $p < 0.05$; ns = non significante).

La data del campionamento è il fattore che ha interessato nel modo più significativo i risultati sulla brucatura da parte degli ungulati, dal momento che ha influenzato tutti i parametri, tranne il Valore Pastorale (PV); mentre le specie vegetali in purezza o i miscugli hanno influito solo su due parametri (CDR/SRA specie seminate e % specie brucate) e l'interazione fra le variabili ha assunto un significato veramente ridotto.

L'esistenza di variazioni sulla selezione da parte dell'animale delle specie da brucare nel tempo è stata già chiaramente evidenziata in studi precedenti (Moser *et al.*, 2008; Freschi *et al.*, 2016) e ciò potrebbe essere dovuto alla modifica della palatabilità delle specie erbacee secondo il loro diverso stadio vegetativo (Prache *et al.*, 1996), ma potrebbe anche essere influenzata dalla presenza di biomassa foraggera spontanea o dalle reazioni all'utilizzo da parte delle piante, che possono variare lungo la stagione (Dumont, 1995). Quindi la selezione animale è strettamente correlata al contesto di vegetazione in cui cresce una specie vegetale (Orth *et al.*, 1998).

² Analisi della varianza, è un insieme di tecniche statistiche facenti parte della statistica inferenziale che permettono di confrontare due o più gruppi di dati comparando la variabilità interna a questi gruppi con la variabilità tra i gruppi.

Valutando poi l'evoluzione del contributo delle specie seminate al tasso di defogliazione (CDR) nel tempo, per il materiale vegetale sperimentato, si può notare che tale parametro tende a diminuire lungo l'intervallo della prova, fino ad arrivare alla fine del periodo di osservazione in cui si riduce di circa il 40-50% rispetto all'inizio della sperimentazione (Grafico 15).

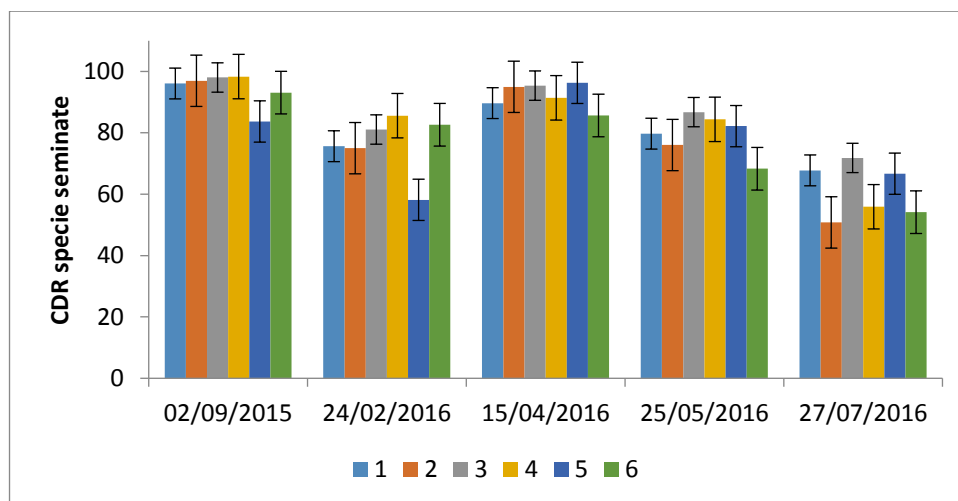


Grafico 15. Evoluzione del contributo al tasso di defogliazione (CDR) delle specie seminate suddivise fra specie in purezza (n°1 e 2) e miscugli (dal n°3 al n°6) calcolato nelle diverse date di campionamento.

Ciò è dovuto all'invasione delle parcelle sperimentali da parte di specie spontanee, le quali, con un continuo processo di rinaturalizzazione, hanno colonizzato sempre maggiormente l'area in oggetto. Questa evoluzione però non può essere considerata completamente negativa, perché i selvatici possono utilizzare anche le specie spontanee in maniera abbondante e si possono così adattare, in situazioni particolari, anche a ricercare specie di qualità ritenuta minore per i domestici (Cervasio *et al.*, 2016).

Una valutazione sulla selezione da parte degli ungulati delle specie seminate e spontanee è riportata nel grafico 16. Qui si può notare che il rapporto CDR/SRA per le specie seminate è sempre superiore a 1, soglia proposta come riferimento per discriminare le specie ricercate da quelle rifiutate (Orth *et al.*, 1998), e, in alcuni casi, i valori di questo parametro superano notevolmente tale soglia (Grafico 16, A); ciò sta ad indicare il grande apprezzamento degli ungulati nei confronti delle specie seminate sia in miscuglio che in purezza. Al contrario, le specie spontanee (Grafico 16, B) presentano valori di rapporto CDR/SRA inferiore a 1, ma con tendenza generale ad aumentare nel periodo di riduzione della produzione da parte delle specie seminate (inverno, estate).

Ciò sembra indicare che gli animali possono adattare il loro comportamento alimentare, intensificando la loro brucatura su queste specie in un periodo di ridotta disponibilità di foraggi, ad esempio alla fine del periodo di prova (luglio), quando il rapporto in alcuni trattamenti è compreso tra 0,5 e 1.

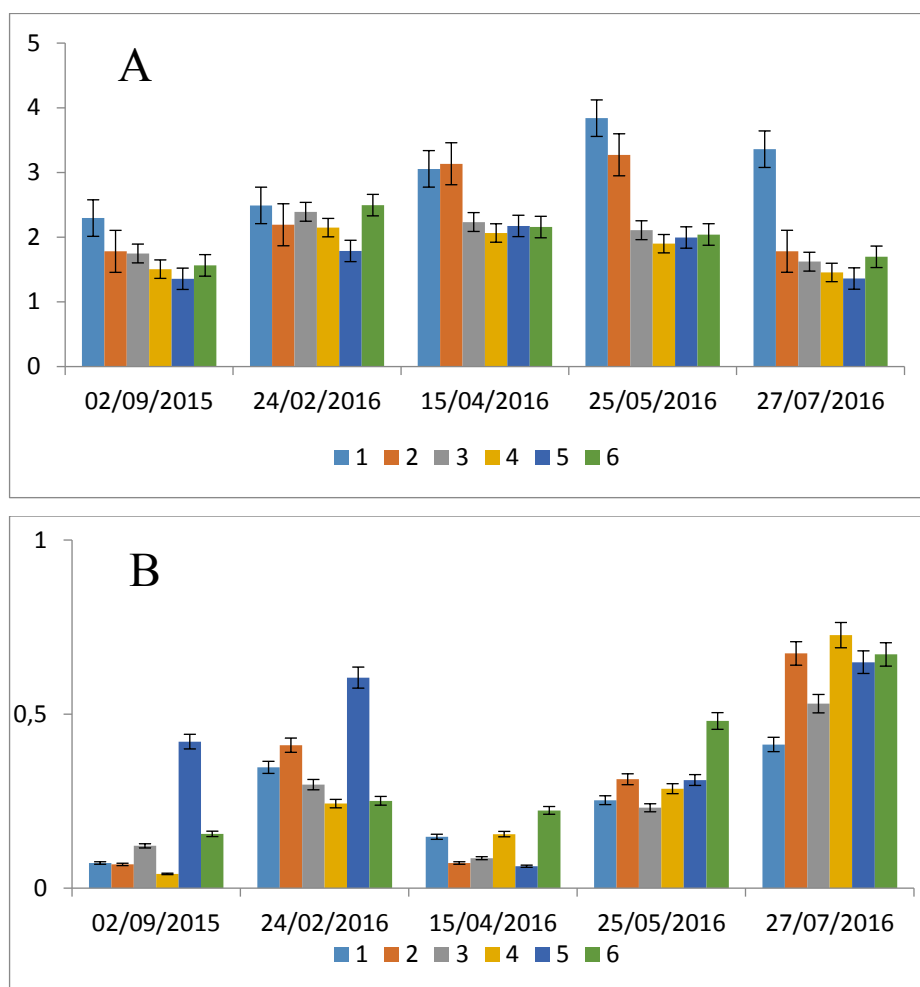


Grafico 16. Analisi del rapporto CDR/SRA per le specie seminate (A) e quelle spontanee (B) suddivise fra quelle presenti nelle specie in purezza (n°1 e 2) e quelle presenti nei miscugli (dal n°3 al n°6) nelle diverse date di campionamento.

I risultati sono in linea con le precedenti ricerche effettuate utilizzando la stessa metodologia in ambiente montano (Cervasio *et al.*, 2009) che riportano elevati cambiamenti nell'utilizzazione delle risorse foraggere da parte dei selvatici nei diversi periodi dell'anno. In questo modo la fauna selvatica dimostra di avere un comportamento opportunistico in relazione alla disponibilità di foraggi (Freschi *et al.*, 2017).

L'analisi delle preferenze alimentari a livello di singola specie ha consentito inoltre di evidenziare che tra quelle seminate la lupinella (*Onobrychis viciifolia*) e l'erba medica (*Medicago sativa*) sono state quelle che hanno prodotto i migliori punteggi per il rapporto CDR/SRA, confermando un'elevata variazione tra i diversi periodi dell'anno, ma con valori notevolmente superiore a 1 come media di tutti i trattamenti in ogni data di campionamento (Tab. 7).

	Data				
	2/9/15	24/2/16	15/4/16	25/5/16	27/7/16
Specie seminate	CDR/SRA				
<i>Onobrychis viciifolia</i>	2.87	2.31	1.54	3.54	3.06
<i>Medicago sativa</i>	1.42	2.73	4.41	2.07	1.47
<i>Dactylis glomerata</i>	2.65	-	-	-	1.96
<i>Brassica napus</i>	0.56	5.77	2.79	2.25	-
Specie spontanee	CDR/SRA				
<i>Cichorium intybus</i>	1.03	-	-	-	1.72
<i>Plantago lanceolata</i>	-	1.69	-	-	-

Tab 7. Rapporto CDR/SRA delle specie vegetali seminate e spontanee che hanno raggiunto i migliori punteggi nelle differenti date di campionamento, risultando essere le più ricercate.

Tra le specie vegetali presenti nei miscugli originari, l'erba mazzolina (*Dactylis glomerata*) e la colza (*Brassica napus*) sono state le più apprezzate dai selvatici, mentre fra le specie spontanee solo la cicoria comune (*Cichorium intybus*) e la piantaggine lanciua (*Plantago lanceolata*) hanno presentato valori superiori a 1, dato che la maggior parte delle specie spontanee non sono state utilizzate dagli animali o comunque lo sono state in misura molto ridotta.

Per ciò che concerne invece il grado di utilizzazione derivato dall'analisi botanica (UR), questo è fortemente dipendente dal periodo di campionamento, senza differenze significative tra le specie e i miscugli esaminati nel processo (Grafico 17).

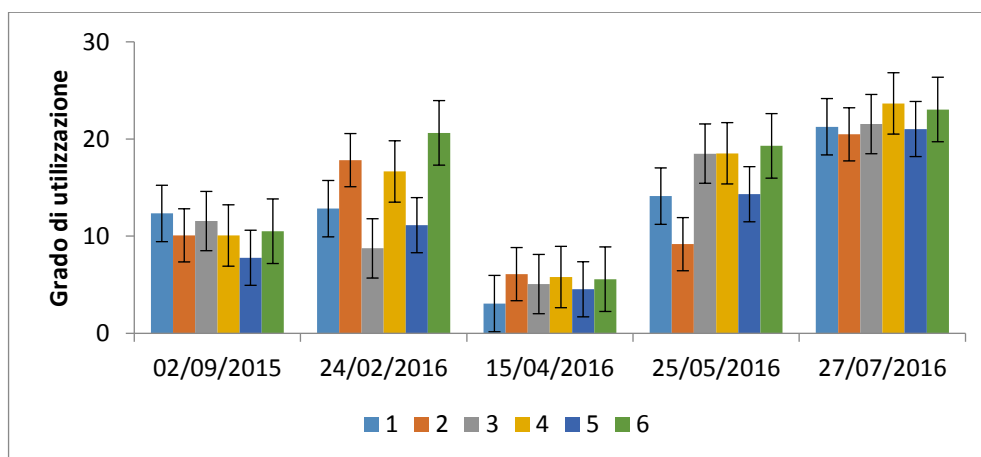


Grafico 17. Evoluzione del grado di utilizzazione delle specie in purezza (n°1 e 2) e dei miscugli (dal n°3 al n°6) nelle diverse date di campionamento.

Dopo il periodo di insediamento delle specie vegetali infatti, coincidente con la primavera, momento nel quale la produzione spontanea di foraggio al di fuori dell'area sperimentale è stata notevole, il tasso di utilizzazione si è notevolmente abbassato, mentre è aumentato in misura elevata durante l'estate, periodo maggiormente carente di risorse trofiche spontanee e quindi momento ideale per i selvatici per trovare fonti alternative.

La stessa tendenza per tutto il periodo di osservazione si è riscontrata per la percentuale di specie brucate (Grafico 18), cioè il numero di specie che hanno presentato qualche segno di brucatura sul totale di specie presenti in ogni parcella.

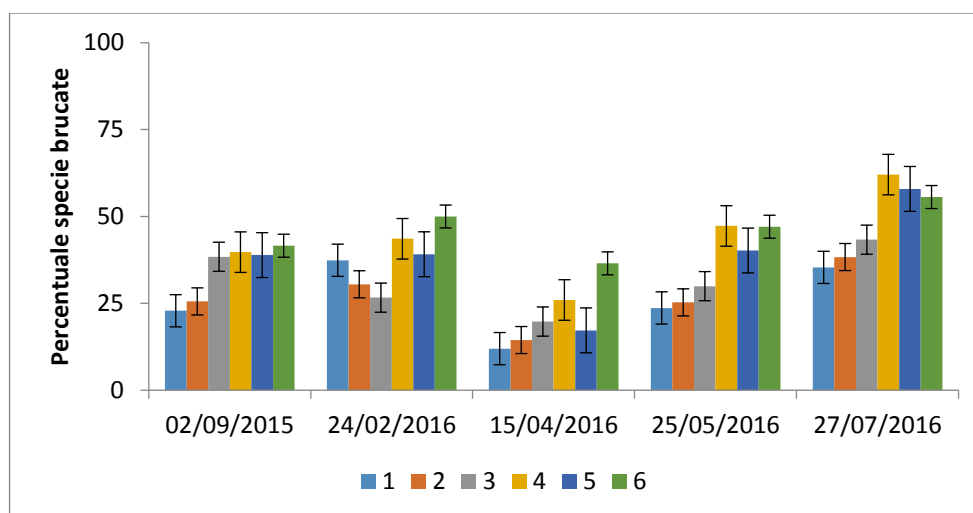


Grafico 18. Evoluzione della percentuale di specie brucate sia fra le specie in purezza (n°1 e 2) che nei miscugli (dal n°3 al n°6) nelle diverse date di campionamento.

In questo caso anche l'effetto dell'interazione tra specie vegetali seminate e data di campionamento è risultato significativo, con valori più elevati per i miscugli rispetto alle specie in purezza e in alcune situazioni, durante l'ultima data di raccolta dei dati, più del 50% delle specie presenti (seminate o autoctone) sono state utilizzate dagli animali. Questo comportamento alimentare è dovuto probabilmente all'alta adattabilità che hanno i selvatici ad utilizzare anche specie considerate di qualità ridotta e in questo caso la selettività può essere considerata uno dei fattori più importanti che influenzano le loro preferenze alimentari (Rook *et al.*, 2004). Gli animali selvatici nel nostro studio hanno mostrato così prestazioni simili a quelle descritte da Orth *et al.* (1998), da Moser *et al.* (2008) o da Freschi *et al.* (2014), riguardante la variabilità nell'utilizzazione da parte degli animali di risorse alimentari in base alle variazioni stagionali, o da Boulanger *et al.* (2015) che ha descritto un'attività di brucatura elevata da parte degli ungulati selvatici su specie di scarsa qualità o addirittura tossiche.

L'analisi dei filmati registrati dalle trappole video-fotografiche ha consentito poi di indicare che il capriolo è stato in assoluto l'utilizzatore principale dell'area sperimentale, in quanto circa il 95% dei filmati registrati ha ritratto individui di questa specie che si alimentavano nelle diverse parcelle dell'area sperimentale, mentre il 5% dei filmati hanno ripreso il cinghiale, il fagiano (*Phasianus colchicus*) e la lepre (*Lepus europaeus*). Dall'inizio della prova fino all'ultima data di campionamento, sono stati registrati 1849 filmati

sull'alimentazione dei selvatici e, grazie alle trappole video-fotografiche, è stato possibile rilevare correttamente in quali parcelle gli animali utilizzavano le specie vegetali (Tab. 8).

Specie/miscuglio	Numero video	%
1	481	26,1
2	276	14,9
3	367	19,8
4	203	11,0
5	176	9,5
6	346	18,7
Totale	1849	100

Tab. 8 Numero e percentuale di video ripresi dalle trappole video-fotografiche nelle parcelle caratterizzate dalla presenza delle specie in purezza (n°1 e 2) e dei miscugli (dal n°3 al n°6).

Le parcelle caratterizzate dalla presenza della lupinella in purezza, sono state quelle maggiormente frequentate dagli animali, mentre i miscugli 4 e 5 sono stati quelli in cui si sono registrati meno filmati.

La corrispondenza tra i dati sulla brucatura rilevati tramite analisi botanica e attraverso le trappole video-fotografiche è rappresentata dall'esistenza di una regressione significativa tra i punteggi totali di brucatura e il numero di filmati registrati in ciascun appezzamento appartenente alle diverse specie in purezza e in miscuglio (Grafico 19). Entrambi i metodi si sono dimostrati così interessanti ai fini della valutazione dell'attività di utilizzazione degli animali selvatici, in particolare degli ungulati (Kuijper *et al.*, 2009), e potrebbero essere utili strumenti per la gestione territoriale e per esaminare l'evoluzione delle comunità vegetali.

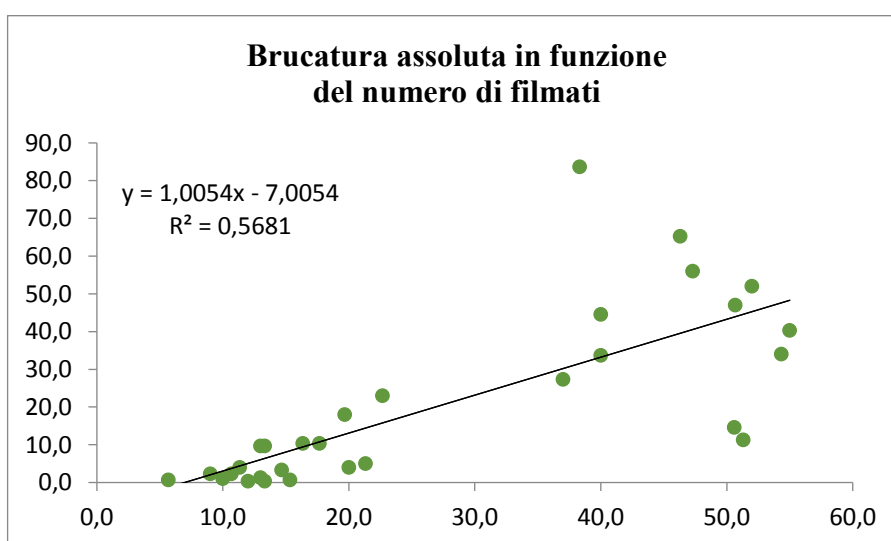


Grafico 19. Regressione fra il numero di video registrati dalle trappole video-fotografiche per le specie in purezza e i miscugli e la corrispondente brucatura totale ottenuta dai rilievi botanici.

Dall'analisi delle preferenze alimentari, si è potuto quindi constatare quali siano state le specie vegetali più appetite, in particolare dal capriolo, che riassumendo sono risultate: la lupinella (*Onobrychis viciifolia*), l'erba medica (*Medicago sativa*), l'erba mazzolina (*Dactylis glomerata*) e la colza (*Brassica napus*). Queste, sono state seminate in miscuglio nel campo sperimentale descritto in precedenza (Fig. 57), nel periodo primaverile, per verificare la loro efficacia come "colture alternative" nel dissuadere i caprioli dal danneggiare i campi di frumento tenero e mais adiacenti. È infatti importante sottolineare che la semina di tali specie vegetali è stata programmata affinché le stesse emergessero all'inizio dell'estate, momento critico per la ricerca di fonti trofiche da parte degli ungulati (come visto sopra) che, non trovando nelle annate precedenti risorse alimentari per la propria sopravvivenza, danneggiavano costantemente le colture dell'azienda inserita nel progetto di ricerca.



Fig. 57 In evidenza miscuglio "Colture alternative".

A partire da giugno, momento dell'emergenza delle specie vegetali seminate, sono stati quindi raccolti i filmati della trappola video-fotografica collocata sul perimetro del campo sperimentale, per monitorare il comportamento dei selvatici nei confronti del miscuglio e sono stati così ripresi 130 eventi di animali che si alimentavano da giugno fino a settembre 2017. In particolare le specie riprese sono state: il capriolo, il cinghiale e la lepre, nella misura riassunta nella tabella 9.

	Eventi ripresi				Tot
	05-giu	18-lug	04-ago	06-set	
capriolo	3	4	12	25	44
lepre	8	3	1	1	13
cinghiale	1	19	20	33	73



Tab. 9 Numero totale di eventi ripresi dalla trappola video-fotografica suddivisi per specie animale e data di rilievo.

Fig. 58 Evento di brucatura di un capriolo nel miscuglio "colture alternative".

Come si può notare il cinghiale è stata la specie che ha usufruito in maniera più elevata del miscuglio ma, anche il capriolo, l'ungulato che ci interessava maggiormente studiare, è risultato un notevole utilizzatore delle specie seminate (Fig. 58). È molto interessante inoltre notare che, tranne nel caso della lepre, gli eventi di brucatura sono costantemente aumentati da giugno fino a settembre e questo molto probabilmente è legato alla progressiva diminuzione della disponibilità di risorse trofiche dell'ambiente circostante.

Una volta valutato il grado di apprezzamento del miscuglio, verificato anche a vista attraverso il rilievo dei segni di presenza (fatte, impronte, morsi, ecc.), per poter validare la sua efficacia come "coltura alternativa", si sono effettuati dei rilievi sui campi adiacenti seminati a frumento tenero e mais, per valutare se ci fossero stati danneggiamenti.



Fig. 59 Campo di frumento Verna ripreso con sopralluoghi dall'esterno. Dalla visione da terra non si evidenziano danni.



Fig. 60 Campo di frumento Verna ripreso con SAPR. Si noti come vengono chiaramente evidenziate le aree danneggiate.

Per quanto riguarda il campo seminato a frumento tenero, dal momento che con sopralluoghi dall'esterno non sembrava danneggiato (Fig. 59), si sono effettuati anche dei voli con il SAPR GESAAF-Wildlife che, attraverso degli scatti fotografici, ha mostrato la situazione da un altro punto di vista (Fig. 60).

Come mostra infatti la figura 60 il campo di frumento tenero è stato danneggiato su circa il 20% della sua superficie, ma, andando a verificare a vista il danno, si può affermare che non

è stato effettuato né dal capriolo, né dal cinghiale, trattandosi con molta probabilità, visti i segni di presenza ritrovati, di daini. Non si sono quindi rinvenuti segni di danneggiamento effettuati dal capriolo.

Per quanto concerne invece il campo seminato a mais (Fig. 61), pur non essendo cresciuto con un'alta densità, a causa della notevole ed eccezionale siccità della primavera-estate 2017, non si sono rilevati danneggiamenti di alcun genere fino al momento della raccolta avvenuta in settembre.



Fig. 61 Pianta di mais nel campo non danneggiato

Passando alla sperimentazione sul coriandolo, seminato sul perimetro del campo di triticale come “coltura dissuasiva”, anche in questo caso sono stati effettuati dei rilievi sia a vista, sia attraverso il SAPR GESAAF-Wildlife, per verificare, oltre alla crescita della specie vegetale, se ci fossero stati danneggiamenti da parte di cinghiali che, nelle annate precedenti, erano soliti grufolare su cereali seminati nel medesimo appezzamento. Purtroppo, a causa della stagione siccitosa, il coriandolo è cresciuto in maniera stentata e con basse densità, pur essendo stato seminato con una dose di seme di 1 grammo per m²; ciò ha sicuramente influito sui risultati dell'intera sperimentazione, dal momento che non vi è più la certezza che la specie vegetale abbia fatto effetto come dissuasivo; nonostante ciò, monitorando l'appezzamento con il SAPR durante i diversi stadi vegetativi del triticale, si è potuto constatare che, fino al momento della maturazione completa del cereale, i cinghiali non hanno danneggiato la coltura (Figg. 62, 63).

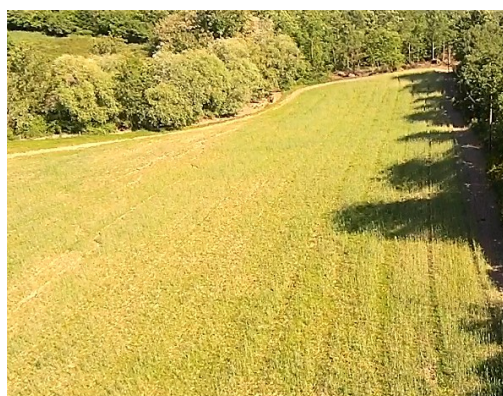


Fig. 62 Monitoraggio con SAPR sul campo di triticale circondato dal coriandolo. Assenza di danni nel maggio 2017.



Fig. 63 Monitoraggio con SAPR sul campo di triticale circondato dal coriandolo. Presenza di danni nel giugno 2017.

Conclusioni

Le diverse sperimentazioni hanno fornito dei primi risultati interessanti dal momento che, una volta individuate le specie vegetali maggiormente appetite per i selvatici e nel nostro caso per il capriolo, è stato possibile, seminandole in prossimità dei campi coltivati, ridurre la pressione degli stessi sulle colture da reddito.

Se si valuta la situazione storica dell'Azienda presa come area di studio infatti, il capriolo aveva negli anni precedenti causato gravi danni sia ai campi di mais che a quelli di frumento, tanto che il titolare aziendale aveva fatto più volte richiesta di indennizzo agli Enti territoriali responsabili dei risarcimenti; dopo aver seminato il miscuglio con le "colture alternative", non si sono verificati più danneggiamenti da parte del capriolo e questo è sicuramente un risultato positivo dal quale partire per replicare la medesima sperimentazione su aree diverse. Ovviamente, l'analisi sulle preferenze alimentari preliminare deve essere effettuata in maniera scrupolosa e adattata alle diverse realtà territoriali, dal momento che il comportamento alimentare dei selvatici varia a seconda del periodo stagionale, ma anche delle condizioni ambientali e alimentari che l'animale può trovare in un determinato territorio.

Per ciò che riguarda invece le colture dissuasive, e nel caso specifico il coriandolo, purtroppo non è possibile fare alcuna affermazione in merito alla sua efficacia nell'allontanare il cinghiale dai campi coltivati, dato che, a causa delle condizioni climatiche troppo siccitose dell'estate 2017, non è cresciuto a livello tale da costituire una vera e propria barriera odorosa; è possibile solo affermare che, rispetto alle annate precedenti, sul campo seminato a triticale, i danni sono nettamente diminuiti. Ovviamente le sperimentazioni su tale specie dissuasiva dovranno essere in futuro replicate per validare o meno i minimi risultati ottenuti.

Indagine sperimentale su sistemi innovativi per il rilievo e la stima dei danni da ungulati alle colture agrarie

Altro argomento ancora poco investigato, trattato dal Dipartimento ed inserito nel progetto di dottorato, è il metodo con il quale vengono stimati i danni da animali selvatici al settore agricolo.

La Normativa Regionale della Toscana (Regione Toscana, 2016) prevede delle forme di indennizzo per le aziende agricole che, essendo state colpite da danni da fauna selvatica, fanno richiesta di accertamento tramite sopralluogo in campo. Tale mansione è affidata agli Ambiti Territoriali di Caccia (ATC), principali istituti di gestione faunistico-venatoria presenti sul territorio, che hanno il compito di effettuare le stime dei danni e di occuparsi dei risarcimenti agli agricoltori. Per adempiere a tale compito, gli ATC, si avvalgono della collaborazione con studi di Agronomi professionisti, che si aggiudicano il lavoro attraverso bandi pubblici e che si occupano di rilevare l'entità del danno attraverso la stima visiva effettuata in campo della percentuale di superficie danneggiata e la quantificazione della resa di ciascuna coltura. Dopodiché l'ammontare dell'indennizzo viene quantificato dall'ATC in base al quantitativo di prodotto perso e al prezzo di mercato presente sul prezzario della Camera di Commercio provinciale.

Tali stime sono però affette, soprattutto nel caso di grandi estensioni, dall'inevitabile errore umano che non permette nella maggioranza dei casi di definire una oggettiva quantificazione del danno causato dai selvatici; per cui, vista l'elevata entità degli indennizzi che viene stimata ogni anno e visto l'incremento costante dei danni, è indispensabile ricercare ed utilizzare tecnologie maggiormente attendibili che siano in grado di diminuire tale errore.

Da qui è scaturita l'idea di testare l'efficacia dei Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto (SAPR) nel rilievo delle superfici danneggiate, in maniera tale da rendere più oggettiva possibile la stima e di conseguenza l'indennizzo per gli agricoltori e gli Enti competenti, che si trovano a dover fronteggiare cospicue spese in tale settore.

Analisi critica dei metodi di stima applicati

Come accennato sopra, per quanto riguarda in particolare i danni arrecati alle colture erbacee estensive come quelle cerealicole (danneggiate principalmente da parte del cinghiale), la metodologia della stima a vista del danno presenta alcuni limiti e problematicità. Fra questi, si evidenziano, in particolare, quelli dipendenti dalla difficoltà di individuare da terra, in modo dettagliato ed esaustivo, tutte le aree danneggiate e di conseguenza di determinarne con sufficiente attendibilità, l'estensione. Tali limiti derivano principalmente dalle caratteristiche delle diverse colture (in particolare dallo sviluppo in altezza), dalla fase vegetativa e dalle peculiarità orografiche delle superfici di coltivazione, che spesso



Fig. 64 Esempi di danni da cinghiale su mais.

precludono la visione completa e dettagliata di ampie aree (Sorbeti Guerri *et al.*, 2016). La Toscana è ricca di esempi di questo genere dal momento che, dopo vigneti e oliveti, le colture maggiormente diffuse sono quelle cerealicole (sia autunno-vernine che primaverili-estive), che a maturazione raggiungono dimensioni notevoli in altezza impedendo la visibilità in profondità. Basta pensare infatti ad un campo di mais irriguo per rendersi conto che la verifica del danno reale non può essere effettuata a vista se non entrando direttamente dentro la coltura, con il rischio per il perito di perdere i punti di riferimento, viste le notevoli

estensioni di tali seminativi, oltre ad impiegare molto tempo per riuscire ad effettuare il sopralluogo.

Succede inoltre spesso che, a causa dello schermo visivo provocato dalle piante, un campo di questo genere visto dall'esterno possa risultare integro e non danneggiato, quando invece all'interno il danno può raggiungere percentuali elevatissime (Fig. 64).

Inoltre il territorio della Toscana, dal punto di vista orografico, è caratterizzato da un andamento per lo più collinare, caratteristica che pregiudica spesso, specialmente nel caso di superfici di elevata estensione, la visibilità completa dell'area danneggiata, causando notevoli difficoltà per i periti nella valutazione del danno (Figg. 65, 66).



Fig. 65 Campo di girasoli in zona collinare.



Fig. 66 Campo di tritcale in zona collinare.

A ciò si aggiunge che i dati rilevati possono comunque essere soggetti ai limiti dipendenti dalla diversa capacità, sensibilità ed esperienza dei periti e non presentano quindi caratteri di oggettività. I risultati della stima non sono poi sostenuti da documentazione cartografica dettagliata che riporti dati topografici rilevati in modo sufficiente per definire i limiti delle aree danneggiate con un buon livello di affidabilità. Ciò implica, dal punto di vista della stima e della liquidazione degli indennizzi, una serie di difficoltà nel pervenire a quantificazioni sufficientemente attendibili, eque e soddisfacenti sia per gli agricoltori che hanno subito il danno che per gli Enti responsabili dei risarcimenti.

In tali casi, l'uso dei Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto (SAPR), strumenti in grado di effettuare in tempi rapidi riprese aeree video-fotografiche di ampie superfici, potrebbe consentire di superare le problematiche sopra indicate derivanti dai tradizionali rilievi da terra.

Alcune esperienze condotte sia in Italia che all'estero hanno messo in evidenza tali opportunità (Marucci *et al.* 2016, Michez *et al.*, 2016), ma l'obiettivo del seguente lavoro è quello di approfondire alcuni aspetti tecnici della metodologia e proporre un percorso operativo utile a contribuire alla riduzione degli aspetti critici legati all'attuale sistema della stima dei danni provocati dalla fauna selvatica.

Applicazione di Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto per la stima dei danni

Introduzione

L'industria e l'uso dei Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto (*Remotely Piloted Aircraft Systems*), meglio noti come "droni", sono in crescita esponenziale e ciò non soltanto in conseguenza del loro sempre maggiore sfruttamento in campo militare ma, soprattutto, in ambito civile, dove trovano molteplici applicazioni.

Ma, se da un lato, i SAPR rappresentano una tecnologia dall'enorme potenziale di sviluppo in termini di applicazione (dalla logistica alla ricerca scientifica passando per il monitoraggio di infrastrutture ed aree sensibili, alle attività di soccorso e produzioni di video e fotografie), dall'altro, la presenza di una normativa ancora non compiutamente uniformata a livello europeo, costituisce un freno ad uno sviluppo sostenibile e strategico.

Ciò precisato, l'Italia è stata, comunque, tra i primi paesi al mondo a regolamentare, in dettaglio, l'utilizzo dei droni per usi civili.

In particolare la materia è disciplinata dall'art. 743 del Codice della Navigazione che prevede nella definizione di aeromobile i mezzi Aerei a Pilotaggio Remoto (APR): *"Per aeromobile si intende ogni macchina destinata al trasporto per aria di persone o cose. Sono altresì considerati aeromobili i mezzi aerei a pilotaggio remoto, definiti come tali dalle leggi speciali, dai regolamenti dell'ENAC e, per quelli militari, dai decreti del Ministero della difesa. Le distinzioni degli aeromobili, secondo le loro caratteristiche tecniche e secondo il loro impiego, sono stabilite dall'ENAC con propri regolamenti e, comunque, dalla normativa speciale in materia"*.

In attuazione della suddetta disposizione, l'ENAC (Ente Nazionale per l'Aviazione Civile) ha adottato, con delibera del C.d.A. nr. 42 del 16.12.2013, il Regolamento che disciplina l'utilizzo privato dei Mezzi Aerei a Pilotaggio Remoto. Tale regolamento è stato successivamente sottoposto a revisione con la pubblicazione, il 16.07.2015, della "Edizione 2", che rappresenta una sostanziale rivisitazione della disciplina e che è entrata ufficialmente in vigore nel settembre dello stesso anno. Tale Edizione è stata poi aggiornata fino all'ultimo emendamento del 24 marzo 2017 nr 15 (LIC-15).

Al fine di determinare i requisiti necessari per operare e le diverse modalità di accesso allo spazio aereo, il Regolamento suddivide i mezzi aerei a pilotaggio remoto in Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto e Aeromodelli. I mezzi aerei a pilotaggio remoto impiegati o destinati all'impiego in operazioni specializzate o in attività scientifiche, di sperimentazione e ricerca, costituiscono i Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto (SAPR)

e ad essi si applicano le prescrizioni del Codice della Navigazione secondo quanto previsto dal Regolamento. Gli Aeromodelli non sono considerati aeromobili ai fini del loro assoggettamento alle previsioni del Codice della Navigazione e possono essere utilizzati esclusivamente per impiego ricreazionale e sportivo. Pur tuttavia, il Regolamento contiene specifiche disposizioni e limitazioni applicabili all'impiego degli aeromodelli, per l'uso dello spazio aereo e a garanzia della sicurezza di cose e persone al suolo e degli altri mezzi aerei. Al fine di determinare i requisiti necessari per operare e le diverse modalità di accesso allo spazio aereo, il Regolamento suddivide i Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto (SAPR) in due categorie sulla base del loro peso. Nella prima categoria rientrano i mezzi aerei di massa operativa al decollo inferiore ai 25 kg, mentre nella seconda vengono inclusi quelli con una massa superiore o uguale ai 25 kg (ma non superiore a 150 kg). Con riferimento alla prima tipologia, per i sistemi APR utilizzati in operazioni di volo non critiche, vale a dire quelle condotte in uno scenario operativo nel quale, in caso di malfunzionamenti, non si prevedono ragionevolmente danni a terzi, è stato introdotto il concetto di "autocertificazione". Per tale tipo di operazioni, quindi, la responsabilità è lasciata all'operatore, che valuta la criticità e l'idoneità del sistema. Le operazioni critiche, ossia il sorvolo a distanza inferiore di 50 m dalle persone e 150 m dalle infrastrutture sono, al contrario, autorizzate dall'ENAC sulla base di accertamenti che tengono conto della complessità del sistema e della criticità degli scenari operativi. Per i Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto di peso superiore ai 25 kg è, invece, sempre prevista e richiesta una certificazione del mezzo aereo e una autorizzazione all'operatore aereo, indipendentemente dalla criticità delle operazioni di volo. Per tali mezzi, infatti, si mantiene la stessa tipologia di regolamentazione in uso per gli aeromobili tradizionali: certificazioni di aeronavigabilità e autorizzazione all'impiego.

Ai fini della conduzione di un SAPR, oltre alla registrazione del velivolo ad Enac e alla stipula di una polizza assicurativa, è richiesto un pilota in possesso di appropriato riconoscimento di competenza, in corso di validità, che è responsabile della condotta in sicurezza del volo. Qualunque persona che abbia una età minima di 18 anni ed una idoneità psicofisica adeguata alle funzioni da assicurare, può ottenere un riconoscimento di competenza se dimostra di possedere le conoscenze aeronautiche basiche e la capacità di condurre un SAPR. Il riconoscimento di competenza è costituito da un "Attestato di pilota APR", che viene conseguito in un Centro di Addestramento APR approvato da ENAC, in base alla categoria richiesta (sotto i 25 kg si dividono in: categoria *very light* da 300 gr a 4 kg; categoria *light* da 4 kg a 25 kg).

Sulla base del Regolamento appena descritto risulta chiaro che utilizzare un SAPR per scopo di ricerca scientifica o professionale oggi giorno non deve prescindere dal seguire tutta una serie di norme che permettono la messa in sicurezza del velivolo e del pilota. Per quanto riguarda la sperimentazione in questione quindi, prima di poter effettuare le prove che verranno in seguito descritte, il Dipartimento, oltre ad acquistare il SAPR, si è preoccupato della registrazione dello stesso ad Enac (SAPR GESAAF-Wildlife Rif. Enac 6815) nella categoria di peso *very light* per le aree non critiche, della stipula di una polizza assicurativa per il mezzo e della formazione dei piloti addetti al suo utilizzo.

Sperimentazione

Le sperimentazioni sono iniziate durante la campagna 2016 quando, a seguito di ingenti danni da parte di cinghiali su un appezzamento di 40.000 m² coltivato a triticale (*×Triticosecale Wittm.*) nella zona del Mugello in provincia di Firenze (Fig. 67), si decise di testare l'efficacia nell'utilizzo dei SAPR per la quantificazione di tali danni, attraverso il rilievo, l'elaborazione e



Fig. 67 Campo di triticale oggetto di studio.

l'analisi di immagini riprese da un velivolo multirottore appositamente predisposto. La superficie sperimentale era infatti sita in un'area cerealicola caratterizzata da una forte presenza di ungulati selvatici e in particolar modo di cinghiali (densità di circa 3 capi/km², superiore alla Densità Agricolo-Forestale (DAF)³ prevista pari a 1,2 capi/km² dal Piano di gestione della specie Cinghiale per la stagione venatoria 2016-2017 nel sottoambito FI4 dell'ATC Firenze), che a causa dell'elevata densità provocavano ingenti danni soprattutto nel periodo di maturazione dei cereali, fino a causare la distruzione di interi raccolti. Data inoltre la dimensione dell'area sulla quale effettuare il rilievo, la sua specifica morfologia (caratterizzata da andamento collinare con modeste pendenze), il numero e la distribuzione delle zone danneggiate, non risultava agevole la completa osservazione da terra dell'appezzamento coltivato e quindi l'individuazione dei danni mediante i classici sopralluoghi di campagna. Tutte queste caratteristiche hanno fornito dei buoni presupposti per testare su tale area il metodo innovativo di stima dei danni.

³ Per Densità Agricolo-Forestale sostenibile deve intendersi la massima densità raggiungibile dalle popolazioni di ungulati senza che si determinino danni di rilievo alle coltivazioni, alle piantagioni e alle altre specie animali (Regione Toscana, D.P.G.R. 7 agosto 2002, n. 34, art. 81) (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

Materiali e metodi

La sperimentazione sul campo in questione è stata svolta agli inizi di luglio 2016 poco prima della trebbiatura del triticale, momento fondamentale per avere un quadro completo dei danneggiamenti subiti dal prodotto.

Allo scopo di identificare le diverse aree interessate dai danni e sviluppare un adeguato piano di volo, prima di iniziare le riprese fotogrammetriche, si sono effettuati dei voli di ricognizione con due SAPR di tipo commerciale per verificare l'idoneità e il contributo di diversi aeromobili ed apparecchi di ripresa nel monitoraggio di ampi comprensori. Nello specifico i SAPR utilizzati sono stati Yuneek Q500 plus (Fig. 68), un quadricottero caratterizzato da un tempo di volo di circa 20 minuti ed equipaggiato con una camera Gimbal CGO2 plus (SAPR GESAAF-Wildlife) e Phantom DJI 4 (Fig. 69), un quadricottero con un'autonomia di volo di circa 25 minuti ed equipaggiato con una camera ad alta risoluzione (12 Mpixel).



Fig. 68 SAPR Yuneek Q500 plus.



Fig. 69 SAPR Phantom DJI 4.

Il SAPR utilizzato invece per la successiva fase sperimentale è stato un quadricottero di tipo professionale (IM650H4) (Fig. 70), progettato e assemblato per l'uso specifico e in grado di effettuare volo autonomo per *way points* programmati; ciò permette di effettuare una vera e propria pianificazione della missione tramite la quale



Fig. 70 Quadricottero IM650H4.

vengono definiti i parametri di volo relativi all'intera area di lavoro (quota, percorso, superficie investigata, numero di scatti al minuto, durata di volo). Il velivolo è inoltre predisposto per l'installazione di diverse tipologie di dispositivi di ripresa. Nel corso della sperimentazione le riprese sono state effettuate con la fotocamera Sony RX100II da 20 Mpixel dotata di sensoristica ad alta definizione necessaria per ottenere un flusso di lavoro fotogrammetrico.

In relazione alle informazioni ottenute tramite i voli di ricognizione, sono state individuate, sull'area di studio, una serie di zone danneggiate, che hanno costituito la base di partenza per effettuare i rilievi sperimentali. Su queste sono stati posizionati tre target di riferimento a terra collocati sui vertici di un triangolo equilatero con lato di 10 m. Successivamente sono stati stabiliti i parametri per la missione di rilevamento relativi alla dimensione della superficie da sorvolare, alla quota di volo (60 metri di altezza dal suolo) e alla velocità del SAPR (4 m/s) ed è stato così programmato il piano di volo. Durante il volo con il SAPR professionale sono stati scattati, per la copertura dell'intera superficie, 154 fotogrammi (Fig. 71) e la durata della missione necessaria per coprire tale area è stata di circa 10 minuti. Una volta a terra, i fotogrammi sono stati opportunamente elaborati con uno specifico software fotogrammetrico, che ha permesso di ricavare 70 immagini georeferenziate dell'area (Fig. 72) e, conseguentemente, sia un modello tridimensionale georeferenziato e quindi misurabile (Fig. 73), che mappe bidimensionali dell'area oggetto di studio.

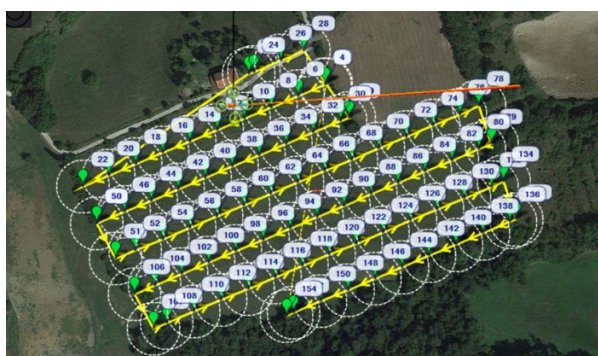


Fig. 71 Serie di fotogrammi scattati durante il volo dal SAPR dell'area da periziare.

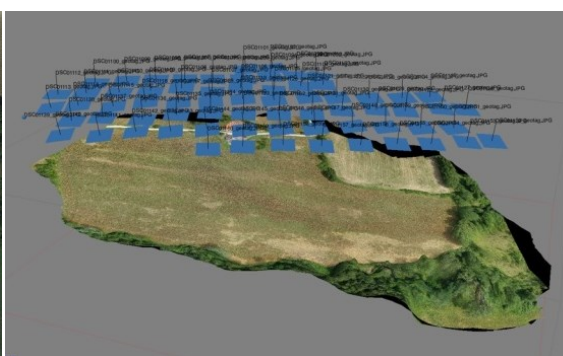


Fig. 72 Immagini georeferenziate ottenute con uno specifico software fotogrammetrico dell'area da periziare.

Si è potuto così procedere alla individuazione delle aree danneggiate, alla loro misurazione ed alla quantificazione del danno (Fig. 74).



Fig. 73 Modello tridimensionale georeferenziato dell'area da periziare.

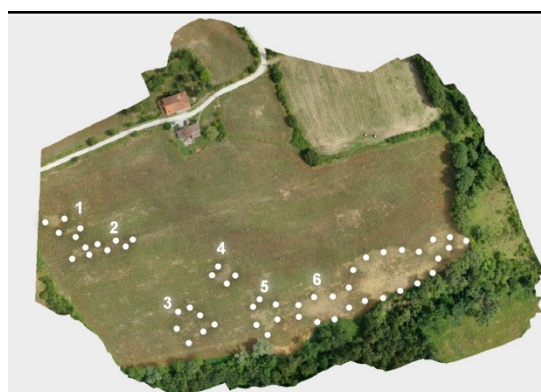


Fig. 74 Individuazione, misurazione e quantificazione del danno sull'area oggetto di studio.

Risultati e discussione

Apposite verifiche sulla base di target a terra, hanno consentito la comparazione fra le misure lineari dirette prese in campo e quelle indirette ottenute dall'elaborazione delle immagini da SAPR. Tale comparazione ha mostrato come dette misure differiscano di circa lo 0,1-0,2% (con un errore di circa 10-20 cm ogni 10 m lineari) per riprese effettuate a 60 metri di altezza dal suolo. Considerata quindi la modesta entità di errore, i dati ottenuti, metricamente attendibili e georeferenziati, consentono di effettuare misurazioni interattive delle superfici e delle distanze. Nel caso in esame sono state perimetrati i margini delle aree danneggiate e quindi misurate le superfici delle stesse attraverso l'apposito software (Fig. 75).



Fig. 75 Delimitazione e misurazione delle aree danneggiate dal cinghiale.

Area	Superficie danneggiata (m ²)
1	46,94
2	38,84
3	127,23
4	169,10
5	4.774,122
6	447,325
7	382,992
8	122,712
9	209,586
10	190,910
11	340,286
12	87,348
13	122,862
Tot	7.060,257
%	17,6506425

Tab. 10 Quantificazione in m² della superficie danneggiata per ciascuna area.

Come si può notare dalla tabella 10 la misurazione delle aree danneggiate attraverso il modello tridimensionale, ha evidenziato così un danno di circa il 18% dell'area totale.

Tale valore è stato poi comparato ad una stima a vista effettuata precedentemente sulla medesima area da un perito; quest'ultimo aveva stimato un danno del 25% con una resa della coltura (triticale) di 40 q/ha, quindi complessivamente il prodotto perso sull'intera superficie di 4 ha era stato stimato a 40 q. Viste poi le misurazioni effettuate con il SAPR l'errore del perito è stato di 11 quintali di prodotto.

Per il rilievo di un'area di circa 4 ha, si sono impiegati 10 minuti di volo e circa 30-40 minuti per l'elaborazione in loco delle immagini con un software generico di fotogrammetria, per un totale di circa 1 ora di lavoro. Il tempo invece impiegato dal perito per effettuare il

sopralluogo nel campo e per compilare a mano il verbale finale nel quale vengono inserite tutte le particelle danneggiate e i dati aziendali, è stato di 2 ore, quindi il doppio del tempo impiegato dal SAPR.

È di conseguenza ipotizzabile che, avendo un apposito software capace di integrare le immagini elaborate con la percentuale di danno rilevata dal SAPR e tutte le informazioni aziendali, non dovendo più il perito né girare a piedi tutti i campi, né compilare a mano ogni verbale, i tempi per l'effettuazione di una perizia potrebbero essere ulteriormente ridotti.

Conclusioni

In base ai risultati ottenuti dalla sperimentazione effettuata è emerso che i Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto possono rappresentare uno strumento di effettiva utilità in grado di contribuire in modo sostanziale al corretto rilevamento dei danni provocati dalla fauna selvatica a particolari tipi di colture.

I notevoli vantaggi sono legati:

- ai tempi di missione ed elaborazione per l'ottenimento della cartografia che sono risultati molto ridotti rispetto a quelli impiegati dal perito in campo;
- ai risultati che sono contestuali alla fase del sopralluogo e permettono un riscontro ed una misurazione immediati del danno;
- alle facilitazioni logistiche del tecnico che opera senza dover accedere fisicamente all'area da monitorare; alla missione di rilievo che è programmata e quindi ripetibile;
- al dato ottenuto che è risultato metricamente e geograficamente attendibile con precisioni molto elevate.

Ciò implica la possibilità di giungere ad un equo indennizzo a tutela dell'agricoltore e dell'amministrazione.

Infine tali dati, facilmente memorizzabili in appositi archivi strutturati su vari livelli informativi, possono essere utilizzati per la predisposizione di data-base storici, indispensabili sia per l'espletamento delle procedure amministrative di indennizzo, che per elaborare efficaci piani di gestione della fauna selvatica da parte degli Enti pubblici preposti. In più non è da sottovalutare l'utilità che tali informazioni potrebbero avere per le imprese agricole ai fini della predisposizione, la gestione e la verifica di programmi e interventi di difesa mirati a specifici contesti territoriali.

Conclusioni critiche complessive del lavoro sperimentale svolto

La scelta dei più opportuni metodi di prevenzione dei danni alle colture agricole ed agli ecosistemi forestali non è problema di semplice definizione dal momento che su di essi influiscono in modo determinante numerose variabili.

La prima variabile è rappresentata sicuramente dalle caratteristiche ecologiche ed etologiche degli animali selvatici poiché essi tendono a modificare il loro comportamento in funzione di fattori intrinseci ed estrinseci alla specie come ad esempio:

- la disponibilità delle risorse trofiche,
- la presenza di predatori,
- il periodo dell'anno (periodo degli amori, nascita dei piccoli, presenza di attività venatoria, ecc.),
- la dislocazione delle aree a divieto di caccia, ecc.

Per quanto riguarda il primo aspetto si è potuto rilevare che i danneggiamenti risultano particolarmente ridotti e tollerabili laddove si presentino condizioni di abbondanza di risorse trofiche alternative spontanee dovute sia alle caratteristiche tipiche di destinazione dell'uso del suolo, sia per condizioni ambientali e vegetazionali particolarmente favorevoli. In tali situazioni anche l'efficacia dei vari sistemi di protezione risulta maggiormente valida riducendosi la determinazione negli animali a sfidare i sistemi di protezione. Quando invece le risorse trofiche sono ridotte, o addirittura si annullano specie in particolari periodi dell'anno, la maggior parte dei sistemi di difesa presentano minore efficacia.

Anche la presenza di predatori altera probabilmente in modo determinante i normali ritmi comportamentali degli ungulati dal momento che questi ultimi, se soggetti a frequenti e costanti azioni predatorie, tendono a spostarsi in porzioni di territorio ritenute più sicure che spesso corrispondono alle aree maggiormente antropizzate, dove le principali uniche risorse trofiche sono rappresentate da quelle derivanti dalle coltivazioni agricole, con il conseguente aumento dell'intensità dei danni. Anche in tal caso la presenza di popolazioni selvatiche concentrate in aree limitate determina spesso incrementi delle densità locali fino a livelli non facilmente tollerabili ed ai quali i comuni sistemi di difesa non sono spesso in grado di rispondere con adeguata efficacia.

Nei diversi periodi dell'anno gli impatti dei selvatici sulle produzioni agricole possono variare in modo rilevante sia per gli effetti di taluni fattori sopra ricordati ma anche in relazione alle caratteristiche ecologiche ed etologiche delle diverse specie. Ad esempio il periodo post riproduttivo rappresenta una fase molto critica per quanto riguarda i danni all'agricoltura. In tale periodo infatti le femmine tendono a diventare più esigenti nella

ricerca del cibo per riuscire ad assicurare l'alimento per i propri piccoli quindi maggiormente motivate a cercare di eludere qualsiasi sistema di difesa. È proprio in questa fase che è quindi richiesta particolare cura nella messa in opera dei sistemi di prevenzione e nella loro corretta gestione. In altri periodi dell'anno come in quello degli amori, o in quello della pulitura dei palchi, sono spesso i maschi che causano i danni maggiori alle piante a causa dello sfregamento delle ghiandole frontali per la marcatura del territorio o del trofeo per la rimozione del velluto.

L'effetto della variazione dell'entità del disturbo connessa con la presenza o assenza dell'attività venatoria può essere elemento determinante nella scelta della tipologia di difesa da adottare, particolarmente quando si sia in presenza di aree a diversa destinazione faunistica. È risaputo ad esempio che la fauna selvatica, ed in particolare gli ungulati, tendono a spostarsi all'interno delle aree protette fin dall'inizio dell'attività venatoria nelle aree esterne. Vengono così a crearsi delle vere e proprie aree ad alta densità (dove i danni possono manifestarsi in modo assai severo) che assumono anche la funzione di aree serbatoio temporanee da cui gli animali si diffondono nuovamente nei territori circostanti una volta terminato il periodo venatorio. Spesso in queste aree a divieto di caccia insistono varie realtà produttive (agricole, selvicolturali, ecc.) che così vengono fortemente danneggiate dai selvatici lì presenti con densità superiori rispetto a quelle sostenibili.

La seconda variabile che può influire sulla scelta del metodo di difesa da adottare è rappresentata dalle condizioni meteo-climatiche; sempre più spesso si assiste infatti a stagioni con clima molto variabile tendente ad estati molto calde ed inverni miti; queste variazioni climatiche influenzano la presenza di risorse trofiche spontanee soggette, in taluni periodi dell'anno, a drastiche riduzioni e quindi presenti in quantità tali da non essere in grado di assicurare sufficiente alimento ai selvatici. Questi ultimi, in tali situazioni, eludono qualsiasi tecnica di prevenzione per riuscire ad assicurarsi la propria sopravvivenza. Tale situazione si è verificata, ad esempio, durante l'estate 2014 nel corso della quale, per le eccezionali condizioni di siccità, si è assistito ad un numero maggiore di ungulati che attraversavano le recinzioni elettrificate rispetto agli anni precedenti. In tali situazioni poi i sistemi di difesa stessi tendono ad essere meno efficaci perché le recinzioni elettrificate, ad esempio, nel caso di terreno molto asciutto, rischiano di non funzionare al meglio a causa di problemi di conduttività elettrica del terreno.

Altro inconveniente legato alle condizioni meteo-climatiche, emerso nel corso delle sperimentazioni, è rappresentato dalla difficoltà di germinazione e di crescita delle colture dissuasive in periodi di scarse precipitazioni, che non assicurano adeguato apporto idrico al terreno. Questo è ciò che infatti ha limitato la sperimentazione del 2017 sulle colture

dissuasive, dal momento che il coriandolo non è riuscito a crescere in maniera idonea a fornire una barriera odorosa e ad essere quindi dissuasivo per il cinghiale.

La terza ed ultima variabile da considerare è rappresentata dall'azione umana.

Intorno alla fauna selvatica gravitano infatti tutta una serie di interessi di ordine politico, economico e sociale che creano ostacoli alla realizzazione e messa a punto sia di sistemi di prevenzione efficaci che all'adozione di più efficaci e innovative metodologie e tecnologie da utilizzare nella stima dei danni provocati dalla fauna selvatica. Tutte le parti in causa, classe politica, associazioni agricole, venatorie ed ambientaliste, hanno infatti obiettivi, spesso contrastanti, in merito alla presenza della fauna selvatica sul territorio: l'agricoltore non vuole i danni e di conseguenza non gradisce la presenza di selvatici sulla sua proprietà, il cacciatore vuole, al contrario, avere abbondante fauna da cacciare, il mondo ambientalista auspica spesso una abbondante e varia presenza di animali sul territorio ma mal tollera che questi vengano gestiti dall'uomo. Come è possibile trovare un accordo fra tutte queste parti, ognuna delle quali interviene, spesso con veti incrociati, sia a livello locale che nazionale? Sicuramente una corretta gestione della fauna selvatica sul territorio, finalizzata a mantenere le diverse popolazioni selvatiche in condizioni di presenza sostenibile ed equilibrata porterebbe ad una riduzione dei conflitti fra queste e le attività umane e soprattutto renderebbe più semplici ed efficaci gli interventi di protezione che comunque non dovrebbero essere mai esclusi. Ma in attesa che gli Enti competenti riescano a porre in atto misure idonee a riequilibrare le popolazioni di ungulati in Italia riportandole a densità sostenibili sia per l'ambiente che per le attività antropiche, conoscere ed utilizzare meglio i sistemi per attenuare i danni e per stimare quelli verificatisi in modo oggettivo potrebbe essere l'unico modo per cercare di salvaguardare l'agricoltura e per avere degli equi risarcimenti sia per gli agricoltori che per gli Enti risarcenti.

Il progetto di ricerca in questione ha fornito degli spunti interessanti per continuare a sperimentare sistemi di difesa e di stima dei danni sempre più innovativi; le tecniche costruttive di recinzioni elettrificate sperimentate hanno infatti fornito dei risultati positivi dal momento che, anche se talvolta qualche animale è riuscito ad attraversarle, ciò ha contribuito a suggerire modifiche e innovazioni per ottenere una maggiore efficacia delle stesse. Spesso, addirittura, si è potuto riscontrare attraverso l'analisi di filmati rilevati con trappole video-fotografiche, che nonostante l'ingresso nelle coltivazioni, non si erano verificati danni apprezzabili dato che i selvatici si mostravano più intenti a trovare una via di fuga che ad alimentarsi.

Questo è un risultato interessante che ribadisce il concetto di barriera psicologica che viene attribuito a taluni sistemi di difesa come le recinzioni elettriche. Si è infatti più volte notato,

nel corso delle diverse fasi della ricerca, quanto risulti di grande efficacia il cercare di intervenire a livello psicologico per dissuadere i selvatici da entrare in una determinata area, piuttosto che a livello fisico. Trattandosi, nel caso degli ungulati selvatici, di animali molto agili e in qualche caso molto pesanti e di grossa mole, questi riescono spesso a trovare una soluzione per attraversare una barriera fisica, ragionevolmente dimensionata, contando sulle loro prestazioni fisiche; può essere quindi più logico e conveniente agire sulla sfera psicologica inducendo timore o limitando le motivazioni ad attraversare una linea di difesa. Questo ultimo è il concetto che sta alla base del funzionamento delle “colture alternative o dissuasive” come metodo di prevenzione; con le prime si cerca infatti di disinteressare gli ungulati alle colture da reddito fornendoli un’alternativa trofica, mentre con le seconde di disturbarli a livello olfattivo e quindi di dissuaderli dal danneggiare i seminativi; mentre le prime hanno però dato dei risultati soddisfacenti durante il progetto di ricerca, le seconde necessitano di essere maggiormente testate per verificarne l’efficacia.

Per quanto riguarda infine la stima dei danni attraverso l’utilizzo dei SAPR si può affermare che sicuramente rappresentano un metodo oggettivo per poter quantificare con precisione le superfici e la quantità di prodotto danneggiato. Attraverso le immagini riprese dall’alto e la loro elaborazione con specifici programmi di fotogrammetria si può infatti facilmente ottenere una documentazione cartografica geometricamente corretta e georeferenziata dell’area da periziare dalla quale risulta semplice ricavare i dati numerici quantitativi di interesse. I dati così ottenuti oltre ad essere oggettivi, sono anche ripetibili e rappresentano un documento affidabile difficilmente contestabile. Ciò, a tutela dell’agricoltore, del perito e degli Enti che si occupano dei risarcimenti che in tal modo possono evitare sprechi finanziari. Ovviamente tali sistemi, viste le particolari caratteristiche di ripresa dei documenti aerofotogrammetrici, possono essere convenientemente impiegati solo in particolari condizioni (colture erbacee di pieno campo, superfici di elevate dimensioni, aree di difficile accesso, condizioni morfologiche complesse, ecc.) che però sono solitamente quelle più difficili da periziare da parte dei periti, dal momento che necessitano di molto tempo per poter essere analizzate nella totalità. Grazie a questa prima fase progettuale si è potuto quindi comprendere l’efficacia del sistema, ciò che manca però da realizzare è un software che sia in grado di elaborare più velocemente i dati e che restituisca nell’immediato la percentuale di prodotto danneggiato, così che la procedura di stima del danno possa essere più speditiva ed effettuata direttamente in campo da parte del perito.

È auspicabile comunque che il perito del futuro abbia la possibilità di utilizzare i SAPR durante i propri rilievi così da razionalizzare e velocizzare la pratica ottimizzando il lavoro e conferendo alla stima una maggiore oggettività.

È chiaro quindi che sono disponibili per il tecnico faunistico delle nuove tecnologie adottabili per diversi campi applicativi e, in particolare, per rendere possibile il raggiungimento dell'obiettivo della compatibilità fra la presenza, la conservazione e la valorizzazione della fauna selvatica e le attività antropiche.

La chiave di ciò sta nella disponibilità a volerle studiare, adeguare ed utilizzare nella convinzione che *“La ricerca sia intesa come strumento di conoscenza e non come oggetto di competizione e strumento di potere”* (Rita Levi Montalcini).

Bibliografia

- Apollonio M., Andersen R., Putman R., 2010. European Ungulates and their management in 21 century. Cambridge, UK: Cambridge University Press. ISBN 0521760615, 9780521760614.
- Apollonio M., Scandura M., Sprem N., 2014. Reintroductions as a management tool for European Ungulates. In Behaviour and Management of European Ungulates. Dunbeath, Caithness, Scotland, UK. ISBN: 978-184995-122-7.
- Argenti G., Cervasio F., Ponzetta M.P., 2012. Control of bracken (*Pteridium aquilinum*) and feeding preferences in pastures grazed by wild ungulates in an area of the Northern Apennines (Italy). *Ital. J. Anim. Sci.* 11:336-341.
- Argenti G., Lombardi G., 2012. The pasture-type approach for mountain pasture description and management. *Ital. J. Agron.* 7:293-299.
- Bagella S., Salis L., Marrosu G.M., Rossetti I., Fanni S., Caria M.C., Roggero P.P., 2013. Effects of long-term management practices on grassland plant assemblages in Mediterranean cork oak silvo-pastoral systems. *Plant. Ecol.* 214:621-631.
- Boulanger V., Baltzinger C., Saïd S., Ballon P., Picard J.F., Dupouey J.L., 2015. Decreasing deer browsing pressure influenced understory vegetation dynamics over 30 years. *Ann. For. Sci.* 72:367-378.
- Capaccioli A., Racanelli V., Sorbetti Guerri F., 2017. La difesa dai danni provocati dalla fauna selvatica. Realizzazione e gestione delle recinzioni elettriche, Aracne Editrice - Gioacchino Onorati editore S.r.l. - Unipersonale. pp 143 - ISBN 978-88-548-9945-2.
- Carnevali L., Pedrotti L., Riga F., Toso S., 2005. Banca dati ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005. *Biol. Cons. Fauna*, 117:1-168.
- Cavallero A., Rivoira G., Talamucci P., 2002. Pascoli. In: R. Baldoni and L. Giardini (eds.) *Coltivazioni erbacee. Foraggiere e tappeti erbosi*. Patron Editore, Bologna, Italy, pp 239-94.
- Cerofolini A., 2013. Comparazione di diversi schemi costruttivi di recinzioni elettrificate per la difesa di vigneti. Università degli Studi di Firenze. Tesi di laurea in “Scienze e gestione delle risorse faunistico-ambientali”. Anno Accademico 2012/2013.
- Cervasio F., Argenti G., Genghini M., Ponzetta M.P., 2016. Agronomic methods for mountain grassland habitat restoration for faunistic purposes in a protected area of the northern Apennines (Italy). *iForest* 9:490-496.

- Cervasio F., Ponzetta M.P., Argenti G., Di Leo V., Crocetti C., 2009. Feeding evaluation of spontaneous species used by wild ungulates. *Ital. J. Anim. Sci.* 8:286-288.
- Coner J., 2016. How to plant the best food plots. Whitetail Institute of North America.
- Cummings C. J., 1996. Reducing Deer Damage at Home and on the Farm. Clemson University Extension Wildlife Program in Cooperation with Clemson University Extension.
- Daget P., Poissonet J., 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages* 49:31-40.
- Daget P.H., Poissonet J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Ann. Agron.* 22:5-41.
- Dumont B., 1995. Déterminisme des choix alimentaires des herbivores au pâturage: principales théories. *Prod. Anim.* 8:285-292.
- Fargione M.J., Curtis P.D., Richmond M.E., 1991. Resistance of woody ornamental plants to deer damage. Cornell Coop Ext. Fact Sheet. Ithaca, N.Y. 4 pp. Revised 1995 for South Carolina by Bob Polomski, Extension Horticulture Associate, Clemson University.
- Freschi P., Fascetti S., Musto M., Cosentino C., Paolino R., Valentini V., 2016. Seasonal variation in food habits of the Italian hare in a south Apennine semi-natural landscape. *Ethol. Ecol. Evol.* 28:148-162.
- Freschi P., Fascetti S., Musto M., Mallia E., Blasi A.C., Cosentino C., Paolino R., 2014. Diet of the Apennine hare in a southern Italy Regional Park. *Eur J Wildl Res* 60:423-430.
- Freschi P., Fascetti S., Riga F., Cosentino C., Rizzardini G., Musto M., 2017. Diet composition of the Italian roe deer (*Capreolus capreolus italicus*) (Mammalia: Cervidae) from two protected areas. *Europ. Zool. J.* 84:34-42.
- Henderson Robert F., Lee C., 1992. Controlling Deer Damage, 1992, F., Kansas State University-Extension.
- Innocenti S., 2010. Analisi critica sull'efficacia di strutture e strumenti per la prevenzione dei danni causati dalla fauna selvatica all'agricoltura. Tesi di Dottorato di Ricerca in: Ingegneria Agro-Forestale XXIII ciclo. Settore Scientifico Disciplinare: AGR/ 10. Università degli Studi di Firenze.
- Innocenti S., Racanelli V., Sorbetti Guerri F., 2015. La prevenzione dei danni da fauna ungulata all'agricoltura: esperienze su metodologie e tecnologie adottabili, Giornata di studio "Irrazionali danni da fauna selvatica all'agricoltura e all'ambiente" Firenze, 20 maggio 2014. In *Atti della Accademia dei Georgofili*. Edizioni Polistampa, Firenze, 2015. ISBN 978-88-596-1567-5.

- Kamler J., Homolka M., 2016. Influence of agricultural crops adjacent to forest on woody species browsing: Is it advantageous to have a tasty neighbour? *Journal of Forest Science*, 62, 2016 (1): 41–46 doi: 10.17221/71/2015-JFS.
- Kenyon M., 2016. Food Plots Pay Off in Year 1. Whitetail Institute of North America.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Churski M., Adam B., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *For. Ecol. Manage.* 258:1528-1535.
- Langbein J., Putman R., and Pokorny B., 2011. Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. In Putman R., Apollonio M., Andersen R., 2011. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press. ISBN 1139500287, 9781139500289.
- La Marca O., Bartolozzi S., Racanelli V., Sorbetti Guerri F., 2017. Dalla tutela alla gestione della fauna ungulata nella montagna italiana. La situazione in appennino: il caso della toscana. Università degli Studi di Firenze. Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agraria, Alimentari e Forestali – GESAAF.
- Legge Nazionale 11 febbraio 1992, n°157. Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio. (GU Serie Generale n.46 del 25-2-1992 - Suppl. Ordinario n. 41).
- Marucci A., Zullo F., Di Fabrizio F., Ciabò S., Florini L., Romano B., 2016. Tecnologie innovative per il territorio: GIS e droni per l’analisi, la diagnosi e la pianificazione. *De Rerum Natura* n. 55 – 2016.
- McKillop I.G., Pepper H.W., Butt R. Poole D.W., 2003. Electric fence reference manual. Electric fencing. Department for Environment, Food & Rural Affairs. Research and Development Surveillance Report 607.
- Messeri E., 2013. Validazione funzionale di sistemi di protezione dai danni da ungulati. Tesi di laurea in “Scienze e gestione delle risorse faunistico-ambientali”. Anno Accademico 2011/2012.
- Monaco A., Carnevali L. e S. Toso, 2010. Linee guida per la gestione del Cinghiale (*Sus scrofa*) nelle aree protette. 2° edizione. Quad. Cons. Natura, 34, Min. Ambiente, ISPRA.
- Michez A., Morelle K., Lehaire F., Widar J., Authelet M., Vermeulen C., Lejeune P., 2016. Use of Unmanned Aerial System to assess wildlife (*Sus scrofa*) damage to crops (*Zea mays*). *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, e-First Article. (doi: 10.1139/juvs-2016-0014).
- Moser B., Schutz M., Hindenlang K.E., 2008. Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places? *For. Ecol. Manage.* 255:1179-1185.

- Odum E. P., 1973. *Principi di Ecologia*. Piccin Editore, Padova.
- Orth D., Carrere P., Lefevre A., Duquet P., Michelin Y., Josien E., L’Homme G., 1998. L’adjonction de chevaux aux bovines en conditions de sous-chargement modifie-t-elle l’utilisation de la ressource herbagère? *Fourrages* 153:125-138.
- Pierce Robert A., Wiggers Ernie P., 1997. *Controlling Deer Damage in Missouri*. School of Natural Resources.
- Prache S., Roguet C., Louault F., Petit M., 1996. Evolution des choix alimentaires d’ovins entre talles végétatives et épiées au cours de l’exploitation d’un couvert épié de dactyle. In: *Proceedings of the 3rd Rencontres Recherches Ruminants*, Paris, France, 89-92.
- Probo M., Massolo A., Lonati M., Bailey D.W., Gorlier A., Maurino L., Lombardi G., 2013. Use of mineral mix supplements to modify the grazing patterns by cattle for the restoration of sub-alpine and alpine shrub-encroached grasslands. *Rangeland J.* 35:85-93.
- Putman R., Apollonio M., Andersen R., 2011. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press. ISBN 1139500287, 9781139500289.
- Putman R., Apollonio M., 2014. *Behaviour and Management of European Ungulates*. Dunbeath, Caithness, Scotland, UK. ISBN: 978-184995-122-7.
- Racanelli V., 2012. *Sperimentazione di schemi progettuali e costruttivi per l’ottimizzazione funzionale di recinzioni elettrificate per la difesa dei vigneti*. Università di Firenze, Facoltà di Agraria, Tesi di laurea Magistrale in Scienze e Gestione delle risorse faunistiche ambientali, Anno Accademico 2011-2012.
- Racanelli V., Sorbetti Guerri F., 2015. Metodi e tecnologie di difesa dai danni da fauna selvatica. In *Informatore Agrario*. N. 17/2015. pp 58-64.
- Raganella Pelliccioni E., Riga F. e Toso S., 2013. *Linee guida per la gestione degli Ungulati. Cervidi e Bovidi*. Ispra-Manuali e linee guida 91/2013 ISBN 978-88-448-0617-0.
- Regione Toscana, 2002: D.P.G.R. 7 agosto 2002, n. 34. Testo unico dei Regolamenti regionali in materia di gestione faunistico venatoria in attuazione della Legge Regionale 12 gennaio 1994, n. 3.
- Regione Toscana, 2012-2015: *Piano Regionale Agricolo Forestale (P.R.A.F.) 2012-2015*, Bollettino Ufficiale della Regione Toscana, Parte Seconda n. 6 del 8.2.2012, Supplemento n. 28.
- Regione Toscana, 2016: *Legge Regionale 9 febbraio 2016, n. 10. Legge obiettivo per la gestione degli ungulati in Toscana*. Modifiche alla L.R. 3/1994, 48/1994.

- Regione Toscana, 2017: Regolamenti Regionali 48/R/2017. Regolamento di attuazione della Legge Regionale 12 gennaio 1994, n. 3 (Recepimento della legge 11 febbraio 1992, n. 157 “Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio”) e della Legge Regionale 9 febbraio 2016, n. 10 (Legge obiettivo per la gestione degli ungulati in Toscana. Modifiche alla l.r. 3/1994).
- Regione Toscana, 10 marzo 2017: “Linee guida per la gestione dei cervidi e bovidi in toscana, monitoraggio delle popolazioni, organizzazione territoriale e criteri per la redazione ed invio dei piani di prelievo”.
- Regione Toscana, Delibera n. 495 del 22 dicembre 1992: Determinazione superficie agricola e forestale di ciascuna provincia toscana ai fini faunistici.
- Regione Toscana, Delibera n. 546 del 7 giugno 2016: Cinghiale: Piano di gestione e calendario venatorio nelle aree non vocate della regione toscana periodo 2016-2018.
- Regione Toscana, Delibera n.751 del 25 settembre 2016 Allegato A: Cervo A.C.A.T.E.R. Centrale – Programma annuale operativo di gestione del Cervo.
- Regione Toscana, Delibera n.751 del 25 luglio 2016 Allegato B: Cervo A.C.A.T.E.R. Orientale – Programma annuale operativo di gestione del Cervo.
- Regione Toscana, Delibera n. 818 del 05 agosto 2016 Allegato A: Cervo: piano di gestione e calendario di caccia nelle aree non vocate della Regione Toscana annata venatoria 2016-2017.
- Regione Toscana, Delibera n.924 del 19 settembre 2016 Allegato A-B Daino: Piano di gestione e calendario di caccia nelle aree vocate e non vocate della Regione Toscana annata venatoria 2016-2017.
- Reimoser F., Putman R., 2011. Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. In Putman R., Apollonio M., Andersen R., 2011. Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press. ISBN .1139500287, 9781139500289.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis DeVries M.F., Parente G., Mills J.,2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. Biol. Conserv. 119:137-150.
- Sorbetti Guerri F., Conti L., Camiciottoli S., Innocenti S., Pini L., 2011. Sistemi automatici per il monitoraggio della fauna selvatica e la prevenzione dei danni alle produzioni agricole e forestali. AA. VV Associazione Italiana di Ingegneria Agraria (curatore), Gestione e controllo dei sistemi agrari e forestali. Memorie Convegno di medio termine, Belgirate 22-24 settembre 2011- ISBN 9788890627330.

- Sorbetti Guerri F., 2013. Il difficile equilibrio fra fauna e agricoltura. In atti della Giornata di studio su “Agricoltura e gestione razionale della fauna selvatica”. Accademia dei Georgofili, 28.2.2013.
- Sorbetti Guerri F., Racanelli V., 2015. La prevenzione dei danni da fauna selvatica: analisi delle metodologie e delle tecnologie utilizzabili. In Lucifero N. “I danni all’agricoltura dalla fauna selvatica in agricoltura.” Collana di Diritto dell’Alimentazione, dell’Ambiente e dell’Agricoltura. Diretta da L. Costrato, A. Germanò, A. Jannarelli, E. Rook Basile. G. Giappichelli Editore Torino, ISBN/EAN 978-88-921-0187-6.
- Sorbetti Guerri F., Bartolozzi S., Racanelli V., Argenio G., Giusti A., Ferrara V., Rocchi G., 2016. Evaluation of wildlife impact on agricultural production through Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS): materials and methods and information obtained for the damage evaluation. Abstract per Congresso Nazionale Fauna problematica, Cesena 24-26 novembre 2016.
- Tara A. Baugher, Steven M. Carcaterra, W. Randolph Davidson, William N. Grafton, Thomas R. McConnel, Arthur W. Selders, Charles E. Williams, David J. Workman, 1985. Agricultural Extension Committee on Deer Damage and control, West Virginia University.
- William L., Palmer Jack M., Payne Robert G., Wingard and John L. George, 1985. A Practical Fence to Reduce Deer Damage. Wildlife Society Bulletin (1973-2006), Vol. 13, No. 3 (Autumn, 1985), pp. 240-245. Published by: Wiley on behalf of the Wildlife Society.

Ringraziamenti

È doveroso ringraziare tutti coloro che hanno contribuito alla realizzazione del presente lavoro, senza i quali non sarebbe stato possibile vederne la concretizzazione.

Inizio con il ringraziare affettuosamente le Aziende agrarie “Il Poggiolino” e “Podere la Corte”, nelle figure rispettivamente di Fausto Castellini e Gianni Brizzolari che, oltre a fornire l’area di studio mettendo a disposizione i propri terreni per le diverse sperimentazioni, hanno offerto la loro dedizione e passione apportando un appoggio fondamentale alla realizzazione del progetto.

Ringrazio inoltre il Dott. Agronomo Matteo Vannella, funzionario della Città Metropolitana di Firenze, grazie al quale è stato possibile svolgere l’analisi sulle preferenze alimentari nella splendida cornice del Parco Mediceo di Pratolino.

Un sentito ringraziamento va poi al Prof. Giovanni Argenti e alla Dott.ssa Nicolina Staglianò del Dipartimento DISPAA dell’Università degli Studi di Firenze, che si sono occupati in prima persona dell’indagine sulle preferenze alimentari apportando, grazie alla loro competenza ed esperienza in campo, un sostegno fondamentale sia nel rilievo che nell’analisi dei dati.

Non posso non rivolgere un immenso grazie a Alessio Giusti, Giovanni Rocchi, Giorgio Argenio e Vittorio Ferrara, un validissimo gruppo di tecnici esperti nel settore della fotogrammetria e dell’impiego di SAPR, che hanno curato con una eccezionale competenza e professionalità, tutte le fasi inerenti il rilievo e la stima dei danni con i Sistemi Aerei a Pilotaggio Remoto.

Desidero inoltre esprimere la mia gratitudine al “gruppo di ricerca di Quaracchi” nelle figure del Prof. Matteo Barbari, Dott. Leonardo Conti, Geom. Stefano Camiciottoli, Dott. Giuseppe Rossi e ai miei colleghi di Dottorato, Dott.ssa Sara Bartolozzi, Dott.ssa Martina Sassoli, Dott.ssa Simona Iacobelli e Dott. Wasseem Morshed, per non aver mai smesso di “supportarmi e sopportarmi” durante il mio lavoro.

Finisco con un ringraziamento speciale al Prof. Sorbetti Guerri, ideatore, costruttore, realizzatore, nonché tutore del progetto di dottorato che, oltre ad avermi dato la straordinaria opportunità di entrare in contatto con il mondo della ricerca, mi ha contemporaneamente trasmesso la sua esperienza professionale ed umana.

Non posso poi dimenticare l’immenso debito di gratitudine verso i miei genitori i quali hanno sostenuto le scelte personali e professionali più importanti della mia vita e non hanno mai mancato di incondizionato amore, ascolto e attenzione, spronandomi sempre ad andare avanti per la mia strada.

Allegati



A07

La difesa dai danni provocati dalla fauna selvatica

Considerata l'entità dell'impatto di talune specie di animali selvatici sul settore primario, il lavoro tratta di alcuni aspetti relativi a uno dei più diffusi metodi adottati per la protezione delle produzioni agro-zootecniche: le recinzioni elettrificate. Lungi da voler affrontare in modo esaustivo l'argomento, si vogliono proporre spunti e suggerimenti derivanti da alcuni anni di sperimentazioni di campagna, osservazioni, videotrappolaggio e confronti critici con gli operatori del settore. Lo scopo è promuovere una maggiore conoscenza e un più consapevole uso di questi sistemi di difesa.

Francesco Sorbetti Guerri, dottore forestale, docente di Tecniche di progettazione delle strutture e del territorio presso il corso di laurea magistrale in Scienze e gestione delle risorse faunistico-ambientali dell'Università degli Studi di Firenze.

Veronica Racanelli, dottoressa in Scienze e gestione delle risorse faunistico-ambientali, dottoranda di ricerca in Gestione sostenibile delle risorse agrarie, forestali e alimentari.

Andrea Capaccioli, dottore forestale, dottore di ricerca in Ingegneria agro-forestale, libero professionista.



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

GESAAF
CENTRO INTERUNIVERSITARIO DI RICERCA
SULLA SELVAGGINA E SUI MIGLIORAMENTI
AMBIENTALI A FINI FAUNISTICI
C.I.R.Se-I.M.A.F.



LABORATORIO DI INGEGNERIA APPLICATA ALLA FAUNA SELVATICA
WILDLIFE ENGINEERING LABORATORY

In copertina

Carlo Caponi, *Femmina di capriolo*, Varna (Gambassi Terme - FI),
dicembre 2013

18,00 euro

Capaccioli / Racanelli / Sorbetti Guerri La difesa dai danni provocati dalla fauna selvatica

ARACNE

Andrea Capaccioli
Veronica Racanelli
Francesco Sorbetti Guerri

LA DIFESA DAI DANNI PROVOCATI DALLA FAUNA SELVATICA

REALIZZAZIONE E GESTIONE
DELLE RECINZIONI ELETTRICHE



Andrea Capaccioli
Veronica Racanelli
Francesco Sorbetti Guerri

**La difesa dai danni provocati
dalla fauna selvatica**

Realizzazione e gestione delle recinzioni elettriche





Aracne editrice

www.aracneeditrice.it
info@aracneeditrice.it

Copyright © MMXVII
Gioacchino Onorati editore S.r.l. – unipersonale

www.gioacchinoonoratieditore.it
info@gioacchinoonoratieditore.it

via Sotto le mura, 54
00020 Canterano (RM)
(06) 4551463

ISBN 978-88-548-9945-2

*I diritti di traduzione, di memorizzazione elettronica,
di riproduzione e di adattamento anche parziale,
con qualsiasi mezzo, sono riservati per tutti i Paesi.*

*Non sono assolutamente consentite le fotocopie
senza il permesso scritto dell'Editore.*

I edizione: febbraio 2017

Indice

9	<i>Premessa</i>
II	<i>Introduzione</i>
15	Capitolo I <i>“Rischio zero” e “rischio sostenibile”</i>
17	Capitolo II <i>I sistemi di difesa</i>
23	Capitolo III <i>Le recinzioni</i>
27	Capitolo IV <i>Le recinzioni elettrificate</i>
89	Capitolo V <i>Progettazione e montaggio</i>
137	<i>Ringraziamenti</i>
139	<i>Bibliografia</i>

Evaluation of wild animals browsing preferences in forage resources

Giovanni Argenti¹, Veronica Racanelli², Sara Bartolozzi²,

Nicolina Staglianò¹, Francesco Sorbetti Guerri²

¹ Dipartimento di Scienze delle Produzioni Agroalimentari e dell' Ambiente (DISPAA),
Università degli Studi di Firenze

² Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agrari, Alimentari e Forestali (GESAAF), Università
degli Studi di Firenze

Correspondence: Giovanni Argenti, Dipartimento di Scienze delle Produzioni
Agroalimentari e dell' Ambiente (DISPAA), Università degli Studi di Firenze, P.le delle
Cascine 18 – 50144 Firenze, Italy.

E-mail: giovanni.argenti@unifi.it

Key words: Animal browsing; Camera traps; Defoliation rate; Habitat improvements.

Acknowledgments: authors wish to acknowledge all the staff of Parco Mediceo di Pratolino,
particularly dr. Matteo Vannella for the contribution to this study.

*This article has been accepted for publication and undergone full peer review but has not
been through the copyediting, typesetting, pagination and proofreading process, which may
lead to differences between this version and the final one.*

Please cite this article as doi: 10.4081/ija.2017.884

Abstract

Excessive presence of wild ungulates can produce negative effects on herbaceous crops or woody species, and to face this problem, habitat improvements are often performed to recreate suitable environments for a given animal species and to attract animals far from cultivated crops. A common example of these interventions is represented by grassland restoration and to evaluate the real animal preferences on restored forage resources a proper trial was established in a hilly area of Tuscany (central Italy), inside the historical Park of Pratolino, near Florence. The trial compared six different forage species or mixtures sown in plots: vegetal material was represented by two pure stands (*Onobrychis viciifolia* and *Medicago sativa*) and four mixtures differing in number and kind of used species. Plots were utilized only by wild animals in the area. Data collection consisted in botanical samples in each plot in different periods to obtain the percent presence of each species. At the same time, a visual estimation of animal intake on all occurring species was performed to obtain the browsing ratio of single species and overall defoliation rate for each species/mixture. Moreover, six camera traps were placed on the boundary of the experimental site to record videos of wild animals browsing in the area for identification of animals actually occurring on different plots and for comparison of these results with botanical data. Vegetation surveys permitted a proper evaluation of animals intake and of their feeding preferences. In general, sown species performed a major role in animal browsing, even if in some periods also a few native species (such as *Plantago lanceolata* or *Cichorium intybus*) were utilized in a strong way, depending on vegetation context and existing biomass. Camera traps results permitted the identification of browsing animal species (mainly represented by roe deer) and plots frequentation resulted highly related to animal intake found by botanical relevés.

Introduction

Management of agroforestry resources is sometimes difficult in many rural areas due to the high presence of wild animals (Fratini *et al.*, 2016), as their excessive presence can produce negative effects on agriculture or forest products (Innocenti *et al.* 2015; Kamler and Homolka, 2016). Damage is caused on different kinds of crops, such as annual herbaceous crops or vineyards (Calenge *et al.*, 2004; Bleier *et al.*, 2016) or on forests, especially taking into account the difficulty of trees regeneration or growth (Gill and Beardall, 2001; Côté *et al.*, 2004). To face this situation, habitat improvements are often performed to recreate suitable environments for animal species and to reduce damage in cultivated crops or natural resources (Ponzetta *et al.*, 2010). A common example of these interventions is represented by grassland restoration (Genghini and Capizzi, 2005), performed as a consequence of changed technical and economic conditions in many hilly and mountainous areas (Giustini *et al.*, 2007) that produced the decline of extensive grazing activity or pastoral practices (Argenti *et al.*, 2011), with remarkable effects on productivity, forage quality e diversity of herbaceous coenoses (Targetti *et al.*, 2013; Freschi *et al.*, 2015; Pittarello *et al.*, 2016).

Grassland restoration is performed by clearing shrubs and trees encroaching pastures or meadows once highly utilized and this operation is often followed by a sowing of a proper forage mixture apt to local environmental conditions (Di Tomaso *et al.*, 2010). Aims of this technique are to recreate areas useful for wild animals feeding (Cervasio *et al.*, 2016) and to recover other important ecosystem services related to open areas, such as landscape heterogeneity or ecological diversity (Laiolo *et al.*, 2004; McAllister *et al.*, 2014; Rossetti *et al.*, 2015). Open areas can be maintained for a long time only utilising proper restoration strategies and maintenance techniques (Alday *et al.*, 2012). Thus, it is of a great importance to propose methods and parameters to monitor effects of restoration and evolution along time (Cervasio *et al.*, 2016). This is particularly true when target animals are wild species that can

Accepted paper

have a very different feeding behaviour from domestic ones (Gonzalez-Hernandez and Silva-Pando, 1996; Vavra and Ganskopp, 1998). For these reasons it is necessary to investigate wild animals browsing activity that can affect vegetation evolution in a remarkable way (Höft *et al.*, 2010) and this is important also for conservation purposes (Nagaike, 2012). Methods to analyse animals feeding selection are mainly derived from direct observation of animal grazing or from assessment of damage or intake on single species (Iussig *et al.*, 2015). An interesting information can be also derived from new technologies used in wild animals assessment, such as those represented by camera traps (Sorbeti *et al.*, 2012).

Main objectives of the present research are the following: i) to assess wild animals feeding preferences on sown forage resources; ii) to evaluate different methods for monitoring of animal intake (vegetation survey and camera traps).

Materials and methods

The research was carried out inside the “Parco Mediceo di Pratolino”, a historical park of about 155 ha, mainly composed by woods and by nearly 30 ha of open grassland areas, located approximately 15 km north from Florence (Tuscany, central Italy). The area is situated at an altitude of 415 m a.s.l. with an average annual temperature of 14.6 °C and an average rainfall of 912 mm, and it is characterized mainly by presence of clay soil. The whole area is completely fenced and no domestic animal is present, thus the browsing data obtained by the study can be attributed to the wild animals present inside the park.

The trial was established on April 16th 2015 by sowing of six different forage single species or mixtures in plots (5x3.5 m wide) arranged in a completely randomised block design with three replications. Tested vegetal material included two pure stands, such as sainfoin (*Onobrychis viciifolia*, number 1) and lucerne (*Medicago sativa*, number 2) and four

different forage mixtures represented by commercial or specific mixtures for faunistic purposes (numbers from 3 to 6). Mixtures comprised mainly legumes and grasses usually utilised for grassland establishment but in some cases also other herbaceous species, generally not commonly employed for these aims, are present (Table 1).

Analysis of plots was performed since their complete establishment until summer 2016 in order to have a complete year of evaluation. Assessment comprised both botanical analysis (by means of five samplings in different dates, in order to investigate variations among different seasons) and animal presence in the experimental area.

Botanical composition was assessed by means of a vertical point-quadrat transect 5 m long placed on the diagonal of each plot, according to Daget and Poissonet method (1971). Along each transect, at every 20 cm interval, each species touching a steel needle was recorded and in this way specific frequency (SF_i) of a given species was obtained, *i.e.* the number of the occurrences of that species along the line (Iussig *et al.*, 2015). After that, species relative abundance (SRA_i) was calculated for a given species by the following formula (Argenti and Lombardi, 2012):

$$SRA_i = \frac{SF_i}{\sum SF_i} \times 100$$

in order to obtain the percentage presence of each species inside the plots (Probo *et al.*, 2013).

Botanical relevés were utilised to compute pastoral value (PV, Daget and Poissonet, 1972) using the following equation:

$$PV = \frac{\sum (SRA_i \times SI_i)}{5} \times 100$$

where specific index (SI_i) is a synthetic index (ranging from 0 to 5) used to summarize the forage value of each species (Cavallero *et al.*, 2002; Bagella *et al.*, 2013). In this way pastoral

value ranges from 0 to 100 and this parameter is commonly used to express the overall forage potentiality of the pasture vegetation (Cavallero *et al.*, 2007).

Data of animal utilization was performed by means of visual judgment of browsing activity estimated on each species recorded along the botanical transect, following the method already used in similar research addressing wild animals feeding preferences (Argenti *et al.*, 2012). Animal intake estimation on encountered plants used different scores according to the following scale:

- 0=no sign of animal intake
- 1=reduced sign of browsing
- 2=moderate presence of browsing or utilization
- 3=high percentage of utilization

and results permitted to quantify to which extent a single species was utilized by animals grazing. In particular, obtained data was elaborated to compute:

- contribution to defoliation rate (CDR_i), as percentage contribution for a given species to total observed browsing, represented by the ratio between the sum of scores for a single species and total scores of all species encountered along a transect;
- utilization rate (UR), as percentage of observed browsing respect to the potential for each plot (pure stand or mixture), represented by the ratio between sum of all scores along a transect and maximum potential total score (*i.e.* total number of contacts of all species along a transect x 3).

According to Orth *et al.* (1988), the CDR of each species was then correlated to its relative abundance, and in this way the CDR_i/SRA_i ratio is used to define if a species is actively searched (CDR_i/SRA_i >1) or refused (CDR_i/SRA_i <1) by animals, considering that if this ratio is equal to 1 the species is utilised proportionally to its occurrence in the canopy.

Moreover, to have a proper evaluation of number and species of wild animals actually frequenting the experimental plots, six camera traps were placed just after the sowing on the

boundary of experimental site and oriented towards the plots to record videos of occurring wild animals (Newey *et al.*, 2015). Camera traps were set to start automatically when an animal entered its reference area and to record videos 30s long. These tools were checked regularly, normally every 15-20 days, to download recorded files for the whole duration of the trial, until summer 2016. Analysis of obtained videos permitted to recognize animal species frequenting the area and to identify plots utilised by the animals in each event of grazing. Data of video-trapping was then compared to that obtained by vegetation analysis in order to evaluate the correspondence between the two methods.

Results were analysed by means of GLM procedure performed to test the effect of pure stands/mixtures, date of sampling and their interaction. Software used was IBM SPSS Statistics, release 23 (2015).

Results and discussion

Table 2 reports the results of ANOVA performed on tested variables coming from botanical analyses. Date of sampling was the factor that affected in the most remarkable way results of animal browsing, as vegetal material influenced only two parameters, while interaction of these variables assumed a really reduced meaning. The variation of selection by animal along the vegetative season was clearly pointed out in previous studies (Moser *et al.*, 2008; Freschi *et al.*, 2016) and this could be due to modification in palatability of herbaceous species according to their different stage of development (Prache *et al.*, 1996), but it could also be influenced by forage biomass presence or plants reaction to utilization, that can change along growing season (Dumont, 1995). Thus we can say that animal selection is narrowly related to the vegetation context in which a species grows (Orth *et al.*, 1998). The reduced importance of pastoral value to explain wild animals browsing in forage resources was already pointed out by Ponzetta *et al.* (2010) and it is mainly due to specific indexes that

are generally studied for domestic stocks. For these reasons, it was suggested to propose a list of specific indexes especially focused on wild animal intake to have a proper assessment of pastoral value for faunistic purposes (Argenti *et al.*, 2012).

Evolution of contribution of sown species to defoliation rate (CDR) along time for the tested vegetal material shows that the choice of introduced species is very important in determining animal selection. However, this parameter tends to decrease along the time span of the trial, and at the end of period of observation CDR of sown species is roughly about a 50-60% for all tested treatments (Figure 1). This is due to the invasion of the experimental plots by other species with a natural and continuous process of renaturalization which can be considered anyway of high ecological importance (Wilsey and Martin, 2015). This evolution can not be considered completely negative because the utilization of native species by wild animals can be performed also at a remarkable level and they can adapt, in particular situations, to browse also species of reduced forage quality (Cervasio *et al.*, 2016).

A proper evaluation of animal selection for sown and native species in general is provided in Figure 2. CDR/SRA ratio for sown species is always higher than 1, *i.e.* the proposed threshold to discriminate searched or refused species (Orth *et al.*, 1998). In some cases, values of this parameter are remarkably higher than 1 for sown species in each pure stand or mixture (Figure 2, A), indicating the great appreciation of animals that utilized the plots for these typologies of resources. On the other hand, species deriving from recolonization (Figure 2, B) present generally values of CDR/SRA ratio lower than 1, but with a general tendency to increase in period of reduced forage production (winter, summer). This seems to indicate that animals can adapt their feeding behaviour, intensifying their browsing on these species in period of reduced forage availability, such as at the end of the period of trial (July) when the ratio in some plots is between 0.5 and 1. Results are in line with previous researches performed utilizing the same methodology in mountain environment

(Cervasio *et al.*, 2009) that report high changes in wild animal intake on grassland among different periods. In this way wildlife can show an opportunistic behaviour in relation to forage availability (Freschi *et al.*, 2017).

Analysis of feeding preferences at single species level, permitted to point out that, among sown species, *Onobrychis viciifolia* and *Medicago sativa* were those that produced best scores for CDR/SRA ratio, confirming a high variation among different periods of the year, with values remarkably higher than 1 as average of all treatments in each date of sampling (Table 3). Among grasses, that were less present in the original composition of mixtures, *Dactylis glomerata* was the most appreciate by animals when occurring on the plots. Only a couple of autochthonous plants (*Cichorium intybus* and *Plantago lanceolata*) presented in different periods of data collection average values higher than 1, as the major part of native species sometimes were not highly utilized by animals occurring on the plots. Even if it is difficult to compare obtained data with those from other studies, as previous researches investigated mainly effect of wild animals on forests than on open areas (Faison *et al.*, 2016), the importance of grassland for wild animals browsing in comparison to closed forest was already pointed out by Kuijper *et al.* (2009). As a general consideration, taking into account differences in studied environments, data reported in this work is consistent with that found by Argenti *et al.* (2012), that reported high CDR/SRA ratio in some periods also for some herbaceous species considered of no forage interest. Obtained data confirmed also what found for some herbaceous species by Freschi *et al.* (2014) that investigated faecal pellets content in hare in an area of south Italy.

Percentage of utilization derived from botanical analysis (UR) is highly dependent on period of sampling, with no significant differences among species and mixtures investigated in the trial (Figure 3). After the period of establishment, the utilization rate is really lower in period of great forage production (such as spring), while it increased remarkably during

Accepted paper

summer, thus indicating the possibility for wild animals to have a strong intake on herbaceous resources in period of reduced biomass availability. The same trend throughout the period of observation was found for percentage of browsed species (Figure 4), *i.e.* the proportion of species that presented some sign of browsing on the total number of species occurring in each plot. In this case also the effect of interaction between vegetal material and date of sampling resulted significant, with higher values for more complex mixtures, and in some situations, during last date of data collection, more than 50% of the present species (sown or autochthonous) were utilized by animals. This feeding behaviour is due mainly to high adaptability of wild animals to utilize also species considered of reduced quality, and in this way selectivity can be considered one of the most important factors affecting animal preferences (Rook *et al.*, 2004). Wild animals in our trial showed performances similar to what described by Orth *et al.* (1998), by Moser *et al.* (2008) or by Freschi *et al.* (2014), concerning variability of animal utilization according to seasonal changes in food resources availability, or by Boulanger *et al.* (2015) that reported high browsing activity performed by wild ungulates on species of no quality or even toxic. Concerning level of utilization, data of percentage of browsing is consistent with that of Ponzetta *et al.* (2010) and Iussig *et al.* (2015).

Analysis of recorded videos permitted clearly to point out that roe deer (*Capreolus capreolus*) was absolutely the main user of the experimental area, as roughly 95% of the videos recorded represented individuals of this species browsing in the plots, while the resting 5% was represented by wild boar (*Sus scrofa*), pheasant (*Phasianus colchicus*) and hare (*Lepus europaeus*). The remarkable presence of roe deer in the plots can explain the reduced number of herbaceous species with a relevant utilization in our trial, as this animal has a selective behaviour, and this confirms the findings of Freschi *et al.* (2017) who reported

that a great amount of roe deer diet was composed by a reduced number of preferred vegetal species.

From the beginning of the trial to the last date of sampling, 1849 videos of animal browsing in different plots were recorded by camera traps and it was possible to properly detect in which plot animals were utilizing the canopy (Table 4). Pure stand of sainfoin was the kind of vegetation type more frequented by animals as plots of mixtures 4 and 5 were those in which animals were less recorded by camera traps. Correspondence among browsing data found through botanical analysis and camera traps is represented by the existence of a significant regression between total browsing scores and number of videos recorded in each plots belonging to different species and mixtures (Figure 5). In this way both methods proved to be interesting for future assessment of utilization activity of wild animals, especially ungulates (Kuijper *et al.*, 2009), and they could be useful tools for territorial management purposes and to examine evolution of plant communities under the determinant driver represented by wild animals population dynamic (Boulanger *et al.*, 2015).

Conclusions

Methods employed in the research demonstrated to be able to assess in a proper way feeding preferences of wild animals, confirming results coming from previous experiments conducted in different environments. Assessment of browsing activity integrated in normal botanical transect permitted an efficient evaluation of animal intake without a remarkable increasing in time due to data collection, thus it is conceivable to replicate this kind of analysis in next researches. Camera traps produced interesting data about animals behaviour and their use could be developed in further studies devoted to evaluate use of resources performed by wild animals or to analyse time spent in different activities.

Results on browsing on single species could be useful in the future to formulate specific mixtures studied for particular species of wild animals to be utilized in peculiar periods, *i.e.* to reduce damage on crops in a given physiological stage.

References

- Alday JG, Cox ES, Pakeman RJ, Harris MPK, Le Duc MG, Marrs RH, 2012. Overcoming resistance and resilience of an invaded community is necessary for effective restoration: a multi-site bracken control study. *J. Appl. Ecol.* 50:156-167.
- Argenti G, Bottai L, Chiesi M, Maselli F, Staglianò N, Targetti S, 2011. Analisi e valutazione di pascoli montani attraverso l'integrazione di dati multispettrali e ausiliari. *Riv. Ital. Telerilevam.* 43:45-57.
- Argenti G, Cervasio F, Ponzetta MP, 2012. Control of bracken (*Pteridium aquilinum*) and feeding preferences in pastures grazed by wild ungulates in an area of the Northern Apennines (Italy). *Ital. J. Anim. Sci.* 11:336-341.
- Argenti G, Lombardi G, 2012. The pasture-type approach for mountain pasture description and management. *Ital. J. Agron.* 7:293-299.
- Bagella S, Salis L, Marrosu GM, Rossetti I, Fanni S, Caria MC, Roggero PP, 2013. Effects of long-term management practices on grassland plant assemblages in Mediterranean cork oak silvo-pastoral systems. *Plant. Ecol.* 214:621-631.
- Bleier N, Kovács I, Schally G, Szemethy L, Csányi S, 2016. Spatial and temporal characteristics of the damage caused by wild ungulates in maize (*Zea mays* L.) crops. *Int. J. Pest. Manage.* 10.1080/09670874.2016.1227487 (in press).
- Boulanger V, Baltzinger C, Saïd S, Ballon P, Picard JF, Dupouey JL, 2015. Decreasing deer browsing pressure influenced understory vegetation dynamics over 30 years. *Ann. For. Sci.* 72:367-378.
- Calenge C, Maillard D, Fournier P, Fouque C, 2004. Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyard. *Eur. J. Wildlife Res.* 50:112-120.

Cavallero A, Aceto P, Gorlier A, Lombardi G, Lonati M, Martinasso B, Tagliatori C, 2007. I tipi pastorali delle Alpi piemontesi. Alberto Perdisa Editore, Bologna, Italy.

Cavallero A, Rivoira G, Talamucci P, 2002. Pascoli. In: R. Baldoni and L. Giardini (eds.) Coltivazioni erbacee. Foraggiere e tappeti erbosi. Patron Editore, Bologna, Italy, pp 239-94.

Cervasio F, Argenti G, Genghini M, Ponzetta MP, 2016. Agronomic methods for mountain grassland habitat restoration for faunistic purposes in a protected area of the northern Apennines (Italy). *iForest* 9:490-496.

Cervasio F, Ponzetta MP, Argenti G, Di Leo V, Crocetti C, 2009. Feeding evaluation of spontaneous species used by wild ungulates. *Ital. J. Anim. Sci.* 8:286-288.

Côté SD, Rooney TP, Tremblay J, Dussault C, Waller DM, 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 35:113-147.

Daget P, Poissonet J, 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages* 49:31-40.

Daget PH, Poissonet J, 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Ann. Agron.* 22:5-41.

Di Tomaso JM, Masters RA, Peterson VF, 2010. Rangeland invasive plant management. *Rangeland* 32:43-47.

Dumont B, 1995. Déterminisme des choix alimentaires des herbivores au pâturage: principales théories. *Prod. Anim.* 8:285-292.

Faison EK, De Stefano S, Foster DR, Motzkin G, Rapp JM, 2016. Ungulate browsers promote herbaceous layer diversity in logged temperate forests. *Ecol. Evol.* 6:4591-4602.

Fratini R, Riccioli F, Argenti G, Ponzetta M, 2016. The sustainability of wildlife in agroforestry land. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 8:148-157.

Freschi P, Fascetti S, Musto M, Cosentino C, Paolino R, Valentini V, 2016. Seasonal variation in food habits of the Italian hare in a south Apennine semi-natural landscape. *Ethol. Ecol. Evol.* 28:148-162.

Freschi P, Fascetti S, Musto M, Mallia E, Blasi AC, Cosentino C, Paolino R, 2014. Diet of the Apennine hare in a southern Italy Regional Park. *Eur J Wildl Res* 60:423-430.

Freschi P, Fascetti S, Riga F, Cosentino C, Rizzardini G, Musto M, 2017. Diet composition of the Italian roe deer (*Capreolus capreolus italicus*) (Mammalia: Cervidae) from two protected areas. *Europ. Zool. J.* 84:34-42

Freschi P, Musto M, Paolino R, Cosentino C, 2015. Grazing and Biodiversity Conservation: Highlights on a Natura 2000 Network Site. In: A. Vastola (ed) *The Sustainability of Agro-Food and Natural Resource Systems in the Mediterranean Basin*. Springer International Publishing, pp 271-88.

Genghini M, Capizzi D, 2005. Habitat improvement and effects on brown hare *Lepus europaeus* and roe deer *Capreolus capreolus*: a case study in northern Italy. *Wildl. Biol.* 11:319-329.

Gill RMA, Beardall V, 2001. The impact of deer on woodlands: the effect of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74:209-218.

Giustini L, Acciaioli A, Argenti G, 2007. Apparent balance of nitrogen and phosphorus in dairy farms in Mugello (Italy). *Ital. J. Anim. Sci.* 6:175-185.

Gonzalez-Hernandez MP, Silva-Pando FJ, 1996. Grazing effects of ungulates in a Galician oak forest (northwest Spain). *Forest Ecol. Manag.* 88:65-70.

Höft A, Müller J, Gerowitt B, 2010. Vegetation indicators for grazing activities on grassland to be implemented in outcome- oriented agro-environmental payment schemes in North-East Germany. *Ecol. Ind.* 10:719-726.

IBM Corp., 2013. IBM SPSS Statistics for Windows. Version 23.0. Armonk, NY, IBM Corp.

Innocenti S, Racanelli V, Sorbetti Guerri F, 2015. La prevenzione dei danni da fauna selvatica: analisi delle metodologie e delle tecnologie utilizzabili. In: N. Lucifero (ed.) I danni all'agricoltura dalla fauna selvatica in agricoltura – Prevenzione e responsabilità. G. Giappichelli Editore, Torino, Italy, pp 304-48.

Iussig G, Renna M, Gorlier A, Lonati M, Lussiana C, Battaglini LM, Lombardi G, 2015. Browsing ratio, species intake, and milk fatty acid composition of goats foraging on alpine open grassland and grazable forestland. *Small Ruminant Res.* 132:12-24.

Kamler J, Homolka M, 2016. Influence of agricultural crops adjacent to forest on woody species browsing: is it advantageous to have a tasty neighbour? *J. For. Sci.* 62:41-46.

Kuijper DPJ, Cromsigt JPGM, Churski M, Adam B, Jedrzejewska B, Jedrzejewski W, 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *For. Ecol. Manage.* 258:1528-1535.

Laiolo P, Pondero F, Ciliento E, Rolando A, 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41:294-304.

McAllister MM, Schooley RL, Bestelmeyer BT, Coffman JM, Cosentino BJ, 2014. Effects of grassland restoration efforts on mound-building ants in the Chihuahuan Desert. *J. Arid. Environ.* 111:79-83.

Moser B, Schutz M, Hindenlang KE, 2008. Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places? *For. Ecol. Manage.* 255:1179-1185.

Nagaike T, 2012. Effects of browsing by sika deer (*Cervus nippon*) on subalpine vegetation at Mt. Kita, central Japan. *Ecol. Res.* 27:467-473.

Newey S, Davidson P, Nazir S, Fairhurst G, Verdicchio F, Justin Irvine R, van der Wal R, 2015. Limitations of recreational camera traps for wildlife management and conservation research: A practitioner's perspective. *Ambio* 44: 624-635.

Orth D, Carrere P, Lefevre A, Duquet P, Michelin Y, Josien E, L'Homme G, 1998. L'adjonction de chevaux aux bovines en conditions de sous-chargement modifie-t-elle l'utilisation de la ressource herbagère? *Fourrages* 153:125-138.

Pittarello M, Probo M, Lonati M, Lombardi G, 2016. Restoration of sub-alpine shrub-encroached grasslands through pastoral practices: effects on vegetation structure and botanical composition. *Appl. Veg. Sci.* 19:381-390.

Ponzetta MP, Cervasio F, Crocetti C, Messeri A, Argenti G, 2010. Habitat improvements with wildlife purposes in a grazed area on the Apennine mountains. *Ital. J. Agron.* 5:233-238.

Prache S, Roguet C, Louault F, Petit M, 1996. Evolution des choix alimentaires d'ovins entre talles végétatives et épiées au cours de l'exploitation d'un couvert épié de dactyle. In: *Proceedings of the 3rd Rencontres Recherches Ruminants*, Paris, France, 89-92.

Probo M, Massolo A, Lonati M, Bailey DW, Gorlier A, Maurino L, Lombardi G, 2013. Use of mineral mix supplements to modify the grazing patterns by cattle for the restoration of sub-alpine and alpine shrub-encroached grasslands. *Rangeland J.* 35:85-93.

Rook AJ, Dumont B, Isselstein J, Osoro K, WallisDeVries MF, Parente G, Mills J, 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biol. Conserv.* 119:137-150.

Rossetti I, Bagella S, Cappai C, Caria MC, Lai R, Roggero PP, Martins da Silva P, Sousa JP, Querner P, Seddaiu G, 2015. Isolated cork oak trees affect soil properties and biodiversity in a Mediterranean wooded grassland. *Agr. Ecosyst. Environ.* 202:203-216.

Sorbetti Guerri F, Conti L, Camiciottoli S, Casamenti S, Innocenti S, Pini L, 2012. Il trappolaggio video-fotografico per la verifica della funzionalità dei sistemi di prevenzione dei danni da fauna selvatica alle colture agricole e forestali. Proc. Congress “Il foto-video trappolaggio in Italia. Primi risultati di una nuova metodologia di ricerca per la fauna selvatica”, Quaderni del Centro Studi per le Reti Ecologiche, Pettorano sul Gizio, Italy, 4:8-13.

Targetti S, Messeri A, Staglianò N, Argenti G, 2013. Leaf functional traits for the assessment of succession following management in semi-natural grasslands: a case study in the North Apennines, Italy. Appl. Veg. Sci. 16:325-332.

Trdan S, Vidrih M, 2008. Quantifying the damage of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on grassland production in southeastern Slovenia. Eur. J. Wildlife Res. 54:138-141.

Vavra M, Ganskopp D, 1998. Grazing behaviour in ungulates: current concepts and future challenges. Ann. Arid. Zone. 37:319-335.

Wilsey BJ, Martin LM, 2015. Top-down control of rare species abundances by native ungulates in a grassland restoration. Restor. Ecol. 23:465-472.

Table 1. Vegetal material tested in the trial: pure stands (n. 1 and 2) and mixtures with different species in their composition (n. from 3 to 6).

Species	Pure stand/mixtures					
	1 Sainfoin	2 Lucerne	3 Commercial mixture	4 Specific wildlife mixture	5 Specific roe deer mixture	6 Pollinator mixture
<i>Onobrychis viciifolia</i>	X		X	X	X	X
<i>Medicago sativa</i>		X	X	X	X	X
<i>Festuca arundinacea</i>			X			
<i>Dactylis glomerata</i>			X			
<i>Lolium perenne</i>			X		X	
<i>Lotus corniculatus</i>			X		X	X
<i>Secale cereale</i>				X	X	
<i>Lolium multiflorum</i>				X	X	
<i>Trifolium pretense</i>				X	X	X
<i>Trifolium repens</i>				X	X	X
<i>Fagopyrum esculentum</i>				X		
<i>Vicia villosa</i>				X		
<i>Lupinus angustifolius</i>				X		
<i>Pisum sativum</i>				X		
<i>Ornithopus compressus</i>				X		
<i>Brassica napus</i>				X		X
<i>Trifolium alexandrinum</i>					X	
<i>Raphanus sativus</i>					X	
<i>Hedysarum coronarium</i>						X

Table 2. Results of ANOVA for tested parameters deriving from botanical transects.

Source of variation	CDR sown species	CDR native species	CDR/SRA sown species	CDR/SRA native species	UR plots	% of browsed species	PV
Pure stand/mixture	ns	ns	**	ns	ns	**	ns
Date of sampling	**	**	**	**	**	**	ns
Interaction	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns

Significance: ** = significant $p < 0.01$; * significant $p < 0.05$; ns = not significant

Table 3. CDR/SRA ratio for main sown and native species in different dates of sampling (average from all species/mixtures treatments).

CDR/SRA	Dates				
	2/9/15	24/2/16	15/4/16	25/5/16	27/7/16
Sown species					
<i>Onobrychis viciifolia</i>	2.87	2.31	1.54	3.54	3.06
<i>Medicago sativa</i>	1.42	2.73	4.41	2.07	1.47
<i>Dactylis glomerata</i>	2.65	-	-	-	1.96
Native species					
<i>Cichorium intybus</i>	1.03	-	-	-	1.72
<i>Daucus carota</i>	-	-	-	0.08	0.30
<i>Picris hieracioides</i>	-	-	0.27	0.36	0.88
<i>Plantago lanceolata</i>	0.49	1.69	0.39	0.82	0.49
<i>Sanguisorba minor</i>	0.12	0.45	-	0.66	0.32

Table 4. Number and percentage of recorded videos for different species/mixtures during the trial period.

Species/mixture	Number of videos	%
1	481	26,1
2	276	14,9
3	367	19,8
4	203	11,0
5	176	9,5
6	346	18,7
<i>total</i>	<i>1849</i>	<i>100</i>

Figure 1. Evolution of Contribution to Defoliation Rate (CDR) of sown species for tested species/mixtures in different dates of sampling.

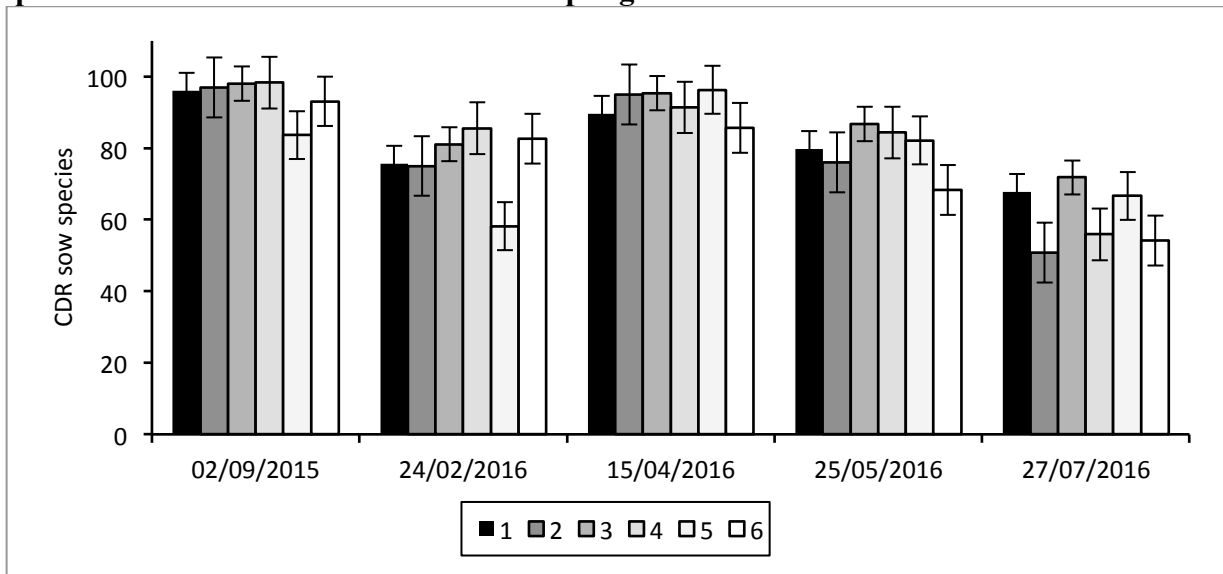


Figure 2. Values of CDR/SRA ratio for sown (A) and native (B) species for tested species/mixtures in different dates of sampling.

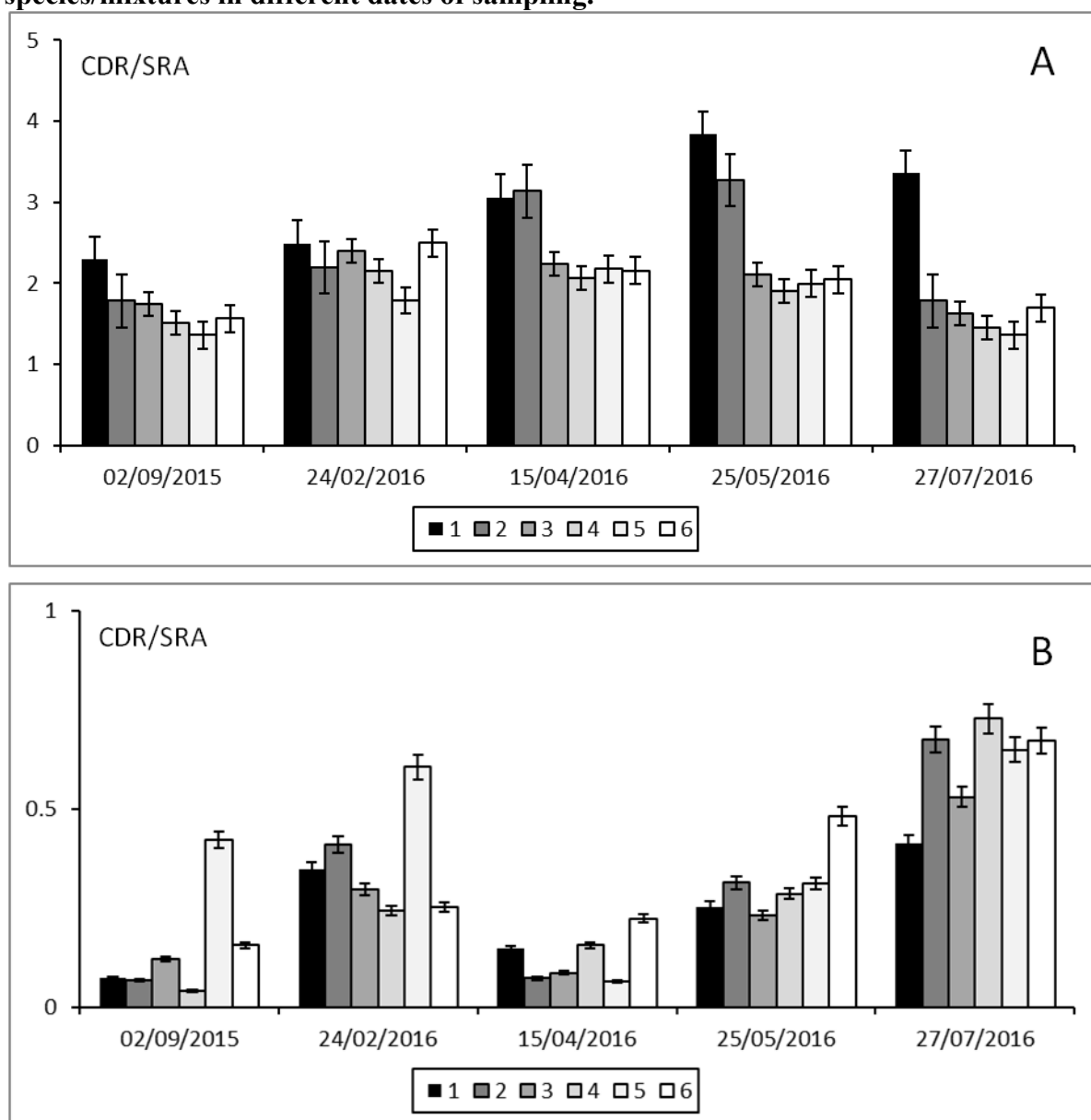


Figure 3. Evolution of utilization rate (UR) for tested species/mixtures in different dates of sampling.

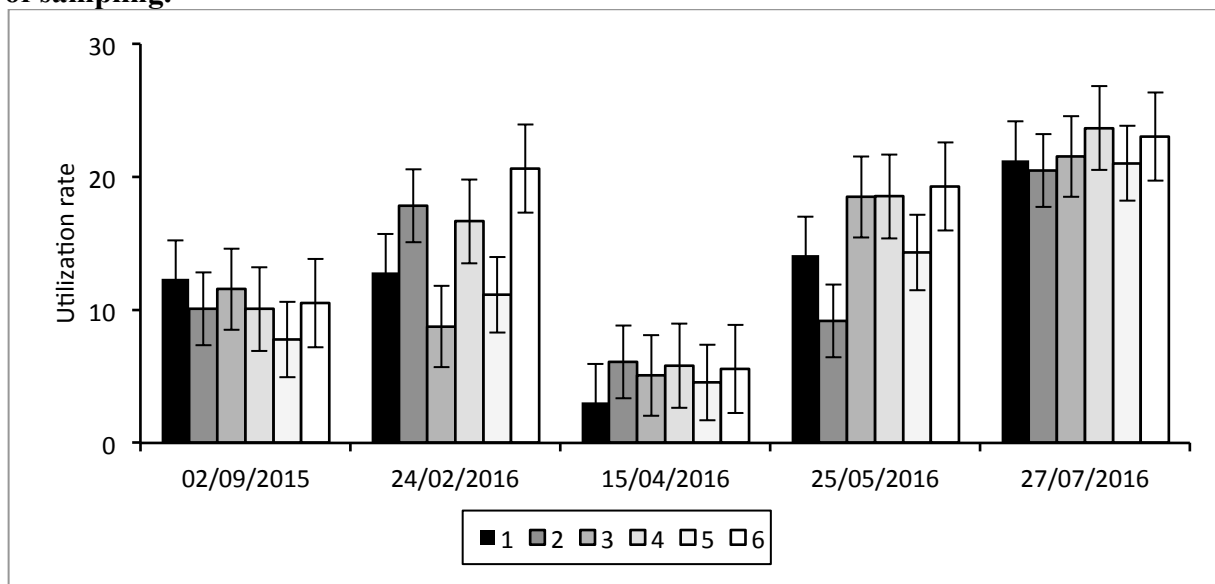


Figure 4. Evolution of percentage of browsed species for tested species/mixtures in different dates of sampling.

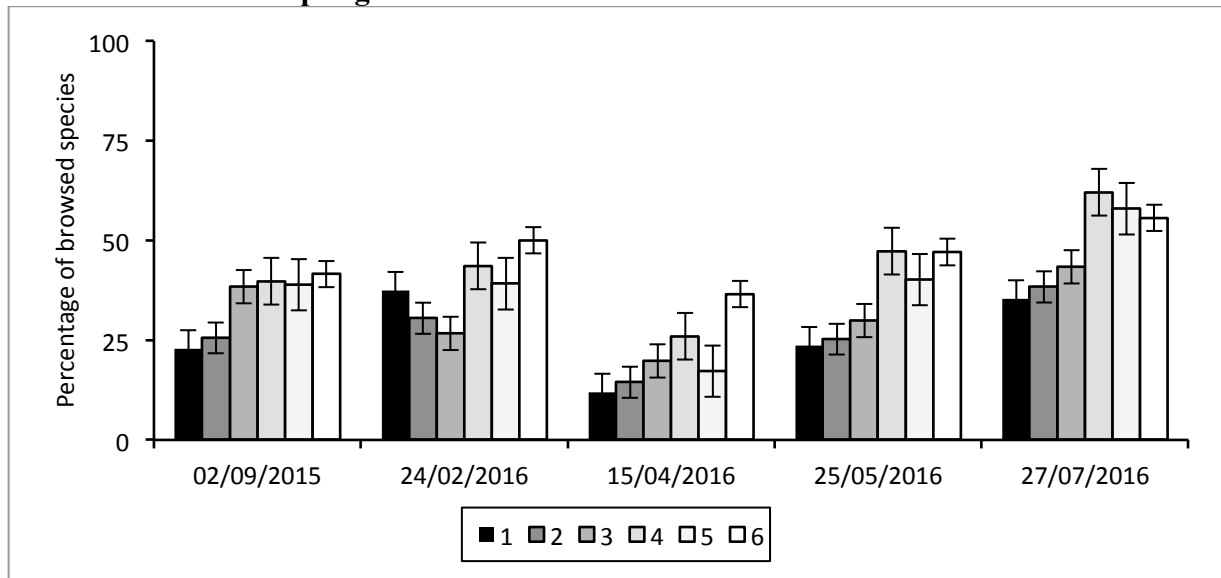


Figure 5. Regression between number of videos recorded in each species/mixtures and the correspondent total browsing obtained by botanical relevés.

