



Island conservation in
Tuscany, restoring habitat
not only for birds
www.restoconlife.eu
info@restoconlife.eu



Progetto realizzato
con il cofinanziamento
della Commissione Europea



Project co-financed by
the European Commission

PIANO DI GESTIONE E CONSERVAZIONE DELLA CAPRA DI MONTECRISTO: SINTESI DEL CONTESTO E AZIONI

PROGETTO RESTO CON LIFE – LIFE13NAT/IT/000471



Foto di Camilla Gotti

A cura di Elisabetta Raganella Pelliccioni¹, Lorenzo Lazzaro², Camilla Gotti¹ e Nicola Baccetti¹

*1 Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale ISPRA, Via Cà Fornacetta, 9
I-40064 Ozzano Emilia BO, Italia*

*2 Università di Firenze, Dipartimento di Biologia, Via La Pira 4
I-50121 Firenze*

Con il contributo di Francesca Giannini, Giovanni Quilghini, Renato Benesperi e Silvano Toso

1. L'ISOLA DI MONTECRISTO	4
1.1 Inquadramento floristico-fitogeografico.....	5
1.2 Inquadramento vegetazionale.....	8
1.3 Habitat di interesse comunitario	9
2. ORIGINI E STORIA DELLA CAPRA DI MONTECRISTO	11
3. SINTESI DELLE CONOSCENZE RELATIVE ALLA POPOLAZIONE DI CAPRA DI MONTECRISTO	13
3.1 Descrizione fenotipica	13
3.2 Interventi di gestione della popolazione di capra di Montecristo.....	16
3.3 Le indagini genetiche	17
3.4 Lo stato sanitario.....	17
3.4.1. Considerazioni conclusive	20
3.5 Monitoraggio della consistenza della popolazione	23
3.5.1 Conte dirette.....	23
3.5.2 Monitoraggio della popolazione mediante distance sampling.....	26
3.6 Conclusioni	33
3.7 Movimenti ed uso dello spazio	33
4. LO STATO DELLA VEGETAZIONE E DEGLI IMPATTI.....	36
4.1 Monitoraggio tarato su <i>distance sampling</i> - campagna 2016	37
4.2 Monitoraggio calibrato su dati dei conteggi - campagna 2017	43
4.3 Stato della vegetazione fuori e dentro il recinto di esclusione.....	46
4.4 Conclusioni	48
5. MECCANISMI DI REGOLAZIONE DEI GRANDI ERBIVORI IN CONTESTO INSULARE	49
6. MOTIVAZIONI DEL PIANO E OPZIONI DI INTERVENTO.....	50
6.1 La gestione attiva della popolazione.....	50
6.1.1 Controllo mediante cattura e traslocazione e/o abbattimento	51
6.1.2 Controllo mediante riduzione della fertilità	51
7. AZIONI DEL PIANO	53
7.1 Obiettivo generale: acquisizione di conoscenze specifiche relative alla popolazione di capra di Montecristo	54
7.1.1 Obiettivo specifico: quantificazione della consistenza e della struttura della popolazione	54
7.1.2 Obiettivo specifico: incremento delle conoscenze relative alla ecologia della specie.....	54
7.1.3 Obiettivo specifico: monitoraggio sanitario.....	55
7.1.4 Obiettivo specifico: monitoraggio genetico	55
7.2 Obiettivo generale: acquisizione conoscenze specifiche relative alla vegetazione.....	56
7.2.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dell'evoluzione dello stato vegetazione.....	56
7.3 Obiettivo generale: monitoraggio altre componenti dell'ecosistema	57
7.3.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dello stato di conservazione del suolo	57
7.3.2 Obiettivo specifico: monitoraggio degli effetti di eventi meteorologici estremi	58
7.3.3 Obiettivo specifico: studio delle parassitosi della vegetazione.....	58

7.4 Obiettivo generale: tutela della popolazione di Montecristo	58
7.4.2 Obiettivo specifico: gestione razionale dei nuclei ex-situ	59
7.4.3 Obiettivo specifico: elaborazione di prescrizioni relative al comportamento da tenere nei confronti delle capre di Montecristo presso l'isola	59
7.5 Obiettivo generale: controllo degli impatti.....	60
7.5.1 Obiettivo specifico: adozione di sistemi di protezione dalla brucatura	60
7.5.2 Obiettivo specifico: gestione attiva della popolazione	60

ALLEGATO I

1. IL PIANO DI CONTROLLO: LIMITI E OBIETTIVI.....	64
2. ASPETTI PROCEDURALI.....	65
3. AREA, PERIODO, PERSONALE E MODALITA' DI INTERVENTO	65
3.1 Definizione del piano e selezione dei capi.....	66
3.2 Durata del piano.....	66

BIBLIOGRAFIA

PREMESSA

L'esigenza del presente piano nasce dalla necessità di definire le azioni che in futuro possano garantire la permanenza nel lungo termine delle attuali componenti che caratterizzano l'isola di Montecristo. In particolare, l'obiettivo del piano è quello di garantire la conservazione della Capra di Montecristo e dell'ecosistema insulare, secondo il principio che, per la storia della popolazione e dell'isola e per i caratteri di unicità della popolazione stessa, la conservazione di quest'ultima abbia senso unicamente a Montecristo e che la sua permanenza nel lungo termine debba dunque essere garantita nell'isola stessa in relazione alla tutela delle altre componenti ecosistemiche.

1. L'ISOLA DI MONTECRISTO

Montecristo è situata nel Mar Tirreno e rappresenta l'isola più distante dalla terraferma tra tutte quelle appartenenti all'Arcipelago Toscano; si trova a circa una trentina di miglia ad ovest dell'isola del Giglio, a sud dell'Elba e ad est della Corsica. L'isola, di origine vulcanica, è prevalentemente montuosa ed è costituita fondamentalmente da roccia granitica; la superficie piana è di circa 1000 ettari, che si sviluppano fino ad un'altitudine di 645 m.

Le prime testimonianze della presenza dell'uomo a Montecristo risalgono all'epoca preistorica, per poi ricomparire attorno al Neolitico, circa 7 – 8.000 anni fa; in seguito fecero sosta sull'isola Etruschi, Romani, e probabilmente Fenici e Cartaginesi. Nel 445 d.C. approdò sull'isola San Mamiliano, vescovo di Palermo, che vi cercò rifugio assieme a pochi monaci per sfuggire alla persecuzione di re Genserico. Ebbe inizio quindi un periodo assai importante per Montecristo, il quale fino alla metà del XVI secolo rappresentò un centro religioso e monastico di prestigio, fino a quando nel 1553 Dragut e i suoi corsari depredarono l'isola e fecero schiavi i monaci ed i pochi coloni allora presenti.

Ne seguì un lungo periodo di abbandono, fino a quando nella prima metà del 1800 iniziarono i primi vani tentativi di sfruttare l'isola dal punto di vista agricolo con la creazione di orti, frutteti e vigneti. L'inglese G. Watson Taylor importò sull'isola diverse essenze esotiche, introducendo piante da frutto e anche animali domestici. In seguito, l'isola nel 1889 fu presa in affitto dal marchese fiorentino Carlo Ginori che la trasformò in una riserva di caccia, introducendovi cinghiali, daini e fagiani. L'isola passò poi sotto la proprietà del re Vittorio Emanuele III, che continuò a gestirla come riserva di caccia: in questo periodo vennero introdotti nuovamente cinghiali e anche mufloni, che però non sopravvissero a lungo. Dopo la seconda guerra mondiale, Montecristo fu lasciata nuovamente in stato di abbandono. Nel 1954 l'isola passò sotto la gestione della società Oglasa, che la sfruttò nuovamente come riserva privata di caccia, portando tuttavia alla cessazione sia del bracconaggio sia degli incendi che in quel periodo stavano devastando l'isola. L'intenzione manifestata all'inizio degli anni 70 di trasformare l'isola in un *resort* esclusivo fece insorgere la comunità scientifica italiana e con un decreto congiunto dei Ministeri dell'Agricoltura e delle Foreste, delle Finanze e della Marina Mercantile, Montecristo divenne Riserva Naturale Statale concessa in uso all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali con la condizione che vi venisse promossa la ricerca scientifica (Spagnesi et al. 1986). Dal 1996, l'isola ricade nella zona a protezione integrale del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano; è inserita inoltre nell'elenco delle ZSC e ZPS ai sensi delle direttive comunitarie 92/43/CEE e 79/409/CEE (ZPS / ZSC - Codice NATURA 2000: IT 5160014). E' inoltre un'area Diplomata dal Consiglio d'Europa dal 1988 e Riserva MAB dell'UNESCO.

1.1 Inquadramento floristico-fitogeografico

Il più recente lavoro organico di indagine floristica sull'isola di Montecristo è quello di Paoli & Romagnoli (1976). A questo lavoro hanno fatto seguito i contributi più recenti alla conoscenza floristica dell'isola del Dipartimento di Biologia dell'Università di Firenze che constano per lo più di nuovi ritrovamenti pubblicati con singole Notule all'interno della rubrica Contributi per una flora vascolare di Toscana sugli Atti della Società Toscana di Scienze Naturali (Peruzzi et al., 2011; 2012; 2013; 2014; 2017a; 2017b; 2019) o con contributi su singole entità (Mannocci et al., 2016 per *Saxifraga montis-christi* e Gonnelli et al., 2019 per *Hieracium racemosum* subsp. *amideii*). Queste successive indagini sono culminate in una tesi di laurea magistrale (Bardaro 2018), da cui son tratti i dati esposti in seguito.

Nel lavoro di Bardaro (2018) sono state censite per Montecristo 564 entità di piante vascolari, di cui 501 spontanee e 63 coltivate. Di queste però 186 risultano non più ritrovate (e la loro presenza è per lo più testimoniata da campioni e da dati storici, pre 1950), pertanto il numero totale di specie e sottospecie della flora attuale spontanea di Montecristo si ridurrebbe a 315 entità. Questo numero è confrontabile con quello delle recenti esplorazioni floristiche sull'isola (Tab. 1.1).

Pubblicazione	Numero entità
<i>La Flora vascolare dell'isola di Montecristo</i> (Paoli e Romagnoli, 1976)	Flora desunta: 529 Flora reale: 304
<i>Aggiunte alla flora vascolare dell'isola di Montecristo</i> (Sartori, 1978)	Flora desunta: 547 Flora reale: 328
Bardaro (2018)	Flora desunta: 564 Flora attuale: 315

Tabella 1.1 Numero di entità per la Flora desunta (spontanea + introdotta + non più ritrovata) e quella reale (solo spontanea) dei più recenti studi.

Il confronto con altre isole di pari dimensioni in Arcipelago Toscano, in particolare per la flora reale mostra come a Montecristo si assiste ad una bassa ricchezza di specie (Pianosa 493 specie, Montecristo 365). Questo dato appare giustificato alla luce di vari fattori, oltre alle dimensioni.

Montecristo risulta infatti la più lontana dalla costa continentale tra le isole dell'Arcipelago e quella meno conosciuta dal punto di vista botanico perché la sua localizzazione e le caratteristiche morfologiche non ne hanno agevolato l'esplorazione nel tempo, inoltre sono presenti porzioni di territorio praticamente inaccessibili e di cui si hanno pochi dati floristici. A questo si aggiunge la scarsa eterogeneità del substrato, essendo essa quasi completamente granitica e quindi determinando strati di terreno di natura silicea che risultano limitativi per le calcofile obbligate. Un'ulteriore limitazione allo sviluppo floristico dell'isola è probabilmente dovuta al notevole squilibrio biologico che si è verificato sull'isola a causa dell'aumento della componente faunistica (Capre e topi) e della espansione dell'Ailanto (ora in via di controllo).

Le analisi delle famiglie e dello spettro corologico, biologico riportate sotto fanno riferimento esclusivamente alle 501 specie della flora spontanea (considerando quindi anche le non ritrovate). Le famiglie rappresentate nella flora spontanea sono 93 (Fig. 1.1). Le più rappresentate sono le Fabaceae (61 entità) le Poaceae (59) e le Asteraceae (52). Seguono le Brassicaceae e le Caryophyllaceae con, rispettivamente, 25 e 21 tra specie e sottospecie. Queste 5 famiglie includono più del 40% del totale della flora censita.

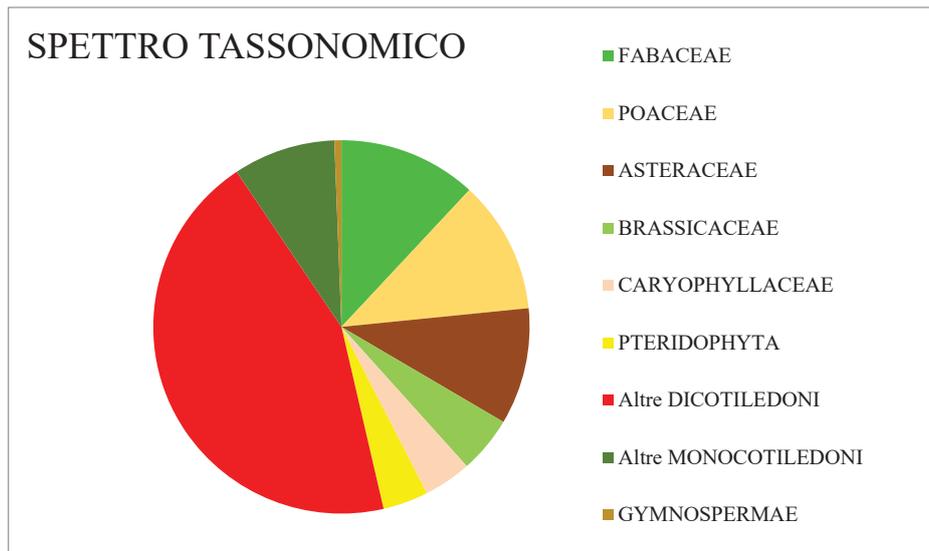


Figura 1.1 Distribuzione delle famiglie nella flora dell'isola (da Bardaro 2018).

L'analisi dello spettro biologico (Fig. 1.2) mette in luce una flora dalle caratteristiche spiccatamente mediterranee. La forma predominante è quella delle terofite che, con 183 entità, raggiungono circa il 54% del totale. Seguono, nell'ordine, le emicriptofite (20%) le fanerofite (10%), le geofite (10%), le camefite (5%) e le idrofite (0.9%).

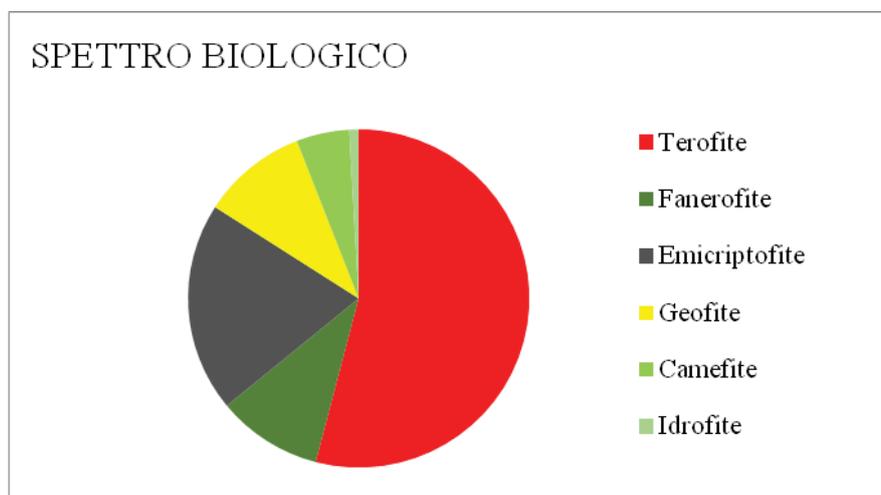


Figura 1.2 Spettro biologico ottenuto per l'isola.

Dall'analisi dello spettro corologico dell'area di studio (Fig. 1.3) è stato possibile evidenziare che i maggiori elementi geografici di distribuzione sono rappresentati per il 34% da specie tetidiche ad ampia distribuzione (mediterraneo-tetidica), per il 32% da entità vegetali a distribuzione olartica, ma con gravitazione tetidica, e per un ulteriore 32% da piante olartiche a più ampia distribuzione. Seguono le esotiche e criptogeniche con il 10,1%, più un ridotto ma assai significativo contingente di entità con distribuzione mediterraneo-occidentale (2.2%: *Alkanna lutea*, *Arenaria balearica*, *Arum pictum*, *Carduus cephalanthus*, *Cymbalaria aequitriloba*, *Fumaria bicolor*, *Scrophularia trifoliata*, *Sedum andegavense*, *Teurcrium marum*) e infine di taxa endemici o subendemici (1,6%:

Carduus fasciculiflorus, *Linaria capraria*, *Limonium sommerianum*, *Mentha requienii* subsp. *bistaminata*, *Saxifraga montis-christi*, *Verbascum rotundifolium* Ten. subsp. *conocarpum*).

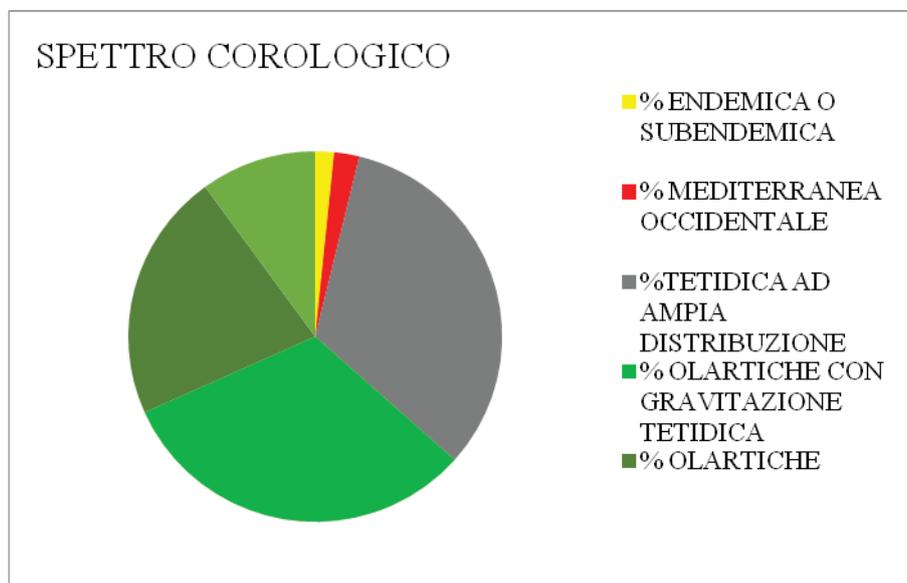


Figura 1.3 Spettro corologico ottenuto per l'isola.

Tra queste di particolare interesse sono l'endemismo ristretto di Montecristo (*Saxifraga montis-christi*) ed alcuni endemismi dell'Arcipelago Toscano (*Linaria capraria*, *Limonium sommerianum*, *Mentha requienii* subsp. *bistaminata*). Ancora di interesse sono le specie appartenenti al dominio Sardo - Corso presenti solo a Montecristo, come ad esempio *Cardus fasciculiflorus*, *Verbascum rotundifolium* subsp. *conocarpum* e *Mentha requienii* subsp. *bistaminata*. Appare meno evidente l'influenza sulla flora di specie provenienti dalle zone est - Europee (0,7%), le cui uniche rappresentanti sono *Moenchia mantica*, che trova ha Montecristo come limite occidentale di distribuzione, e *Conringia orientalis* non segnalata né in Sardegna né in Corsica (Paoli & Romagnoli, 1976). Si può quindi dire che l'elemento Sardo - Corso abbia avuto la maggiore influenza sulla caratterizzazione della sua flora (Paoli & Romagnoli, 1976, Arrigoni & al. 2003)

Per quanto riguarda la flora meritevole di conservazione, per l'isola di Montecristo sono presenti segnalazioni antiche (Sommier, 1903) di *Spiranthes aestivalis*, orchidea inserita nell'allegato IV della direttiva Habitat (Dir. 92/43/EEC). La specie risulta attualmente non ritrovata nelle più recenti esplorazioni botaniche sull'isola. Inoltre, sono state recentemente confermate o segnalate sull'isola altre 5 specie di Orchidaceae (*Limodorum abortivum*; *Neotinea maculata*; *Neotinea tridentata*; *Serapias lingua* e *Serapias vomeracea*) che come anche *Spiranthes aestivalis*, risultano iscritte al pari di tutti i rappresentati della famiglia all'allegato 2 della normativa CITES (si veda Regolamento (UE) 2017/160 della Commissione, del 20 gennaio 2017, che modifica il regolamento (CE) n. 338/97 del Consiglio relativo alla protezione di specie della flora e della fauna selvatiche mediante il controllo del loro commercio).

Per quanto riguarda la normativa regionale i taxa vegetali inclusi negli allegati L.R. 56/2000 sono 50, dei quali 13 inclusi anche nelle liste di attenzione di Re.Na.To. (Repertorio Naturalistico Toscano, aggiornato al 2010). Si segnalano tra queste le entità di interesse più significative dal punto di vista fitogeografico e conservazionistico (*Alkanna lutea*, *Arenaria balearica*, *Arum pictum*, *Carduus fasciculiflorus*, *Mentha requienii* subsp. *bistaminata*, *Verbascum conocarpum* subsp. *conocarpum*).

Tra la flora crittogama si segnalano infine alcuni taxa di licheni di interesse conservazionistico e in particolare *Cladonia mediterranea* e *Cladonia portentosa*, entrambe specie elencate nell'allegato V della direttiva Habitat (Dir. 92/43/EEC). A queste si aggiungono altre specie degne di nota, cioè *Parmelia serrana* specie presente a Montecristo con una delle poche stazioni conosciute per l'Italia;

Parmotrema stuppeum specie con stato di conservazione considerato VULNERABILE (Nascimbene & al. 2013) e *Ramalina siliquosa* specie estremamente rara in Italia

1.2 Inquadramento vegetazionale

Il paesaggio vegetale di Montecristo, già secondo Filipello & Sartori (1983), si presenta come un continuum che muta in maniera sempre graduale. La vegetazione appare costituita in maggior parte da macchia bassa con predominanza di specie tipiche della macchia mediterranea quali *Erica arborea*, *Erica scoparia*, *Cistus monspeliensis* e *Rosmarinus officinalis*.

La formazione vegetazionale dominante secondo Filipello & Sartori (1983) è l'associazione *Cladonio verticillatae* – *Ericetum arboreae*. Questa formazione è dominata due eriche, le quali, in condizioni ottimali di crescita creano una formazione densa e intricata, che si avvicina spesso ai 3 metri di altezza raggiungendo una copertura di 75-80%, con tronchi di diametro di 10-15 cm.

Un altro aggruppamento comune sull'isola, sempre secondo Filipello e Sartori (1983), è quello della macchia bassa caratterizzata dalla marcata presenza di *Rosmarinus officinalis*, affiancato dalle due eriche.

L'ultimo aggruppamento di maggiore importanza è quello caratterizzato da *Cistus monspeliensis* associato a *Rosmarinus officinalis*. Il cisto è una delle specie più diffuse sull'isola, è presente sia nelle formazioni chiuse appena descritte, sia nelle aree a copertura vegetale discontinua e rada, e non è condizionato da limiti altitudinali. Ben rappresentati sono anche gli arbusti di *Teucrium marum*. Questi hanno un portamento tendenzialmente pulvinante, raramente i singoli individui sono tra loro a contatto di chioma, e tracciano una gariga bassa a mosaico intercalato con un rado tappeto erbaceo composto per lo più da terofite annuali.

La vegetazione prativa, che si ritrova nelle zone pianeggianti di cresta, ai bordi degli aggruppamenti arbustivi e in mosaico alle formazioni a gariga, dove la presenza di roccia affiorante ne impedisce lo sviluppo, è infatti rappresentata da più o meno ampi pratelli terofitici a dominanza di *Plantago spp.* annuali e *Tuberaria guttata*. Esposti al sole e spesso anche all'azione del vento, sono sempre localizzati in stazioni poco inclinate o in stazioni a substrato roccioso con profilo concavo, in modo che ci sia quel poco di suolo di cui la formazione ha bisogno.

Nelle aree più o meno regolarmente interessate dall'apporto di acqua meteorica troviamo i caratteristici stagnetti temporanei contraddistinti dalla presenza di *Mentha requienii* subsp. *bistaminata*, *Isoetes duriei* e alcune specie di giunchi annuali. Questi sono relativamente diffusi, ma frammentati e estesi su aree ridotte. Si tratta comunque di cenosi spesso effimere la cui presenza è fortemente assoggettata al regime idrico e alla stagionalità delle precipitazioni. Dove invece la presenza di acqua è garantita in maniera più costante, si sviluppano cenosi caratterizzate da specie più marcatamente igrofitiche, come *Callitriche spp.*, *Lemna minor*, *Montia fontana* che si ritrovano lungo i principali vadi. La vegetazione delle rupi umide ed ombreggiate è contraddistinta da *Arenaria balearica* e *Cymbalaria aequitriloba*. Lungo la fascia costiera la vegetazione alofila si sviluppa in modo estremamente frammentato ed è caratterizzata dalla presenza dell'endemica *Limonium sommerianum* e da *Crithmum maritimum*.

Più recentemente una cartografia della vegetazione è stata elaborata nell'ambito di una tesi del Dipartimento di Biologia dell'Università di Firenze (Siccardi 2013). In accordo a tale lavoro quasi la metà della superficie (49,1%) di Montecristo è coperta da macchia bassa costituita da *Cistus monspeliensis*, *Rosmarinus officinalis* e *Teucrium marum*. Questo aggruppamento riesce ad occupare anche le zone molto scoscese per cui, data la geomorfologia impervia di quasi tutta l'isola, risulta essere molto frequente. Solo il 15% della superficie è invece coperto da macchia alta dominata da *Erica scoparia* e/o *E. arborea*. Queste formazioni si collocano in stazioni con poca pendenza dove riesce a formarsi un po' più di suolo, situazione più che rara nel paesaggio di Montecristo. La roccia affiorante, priva di vegetazione occupa il 31,1% della superficie. Hanno infine una superficie degna di menzione le aree a dominanza di *Pteridium aquilinum* (1,6%). Lo

pteridiato si trova esclusivamente in prossimità degli impluvi più ampi dove frequentemente rimane acqua stagnante o vi scorre dopo ogni precipitazione.

Di superficie sostanzialmente irrilevante sono le formazioni a leccio (*Quercus ilex*), l'unica specie arborea spontanea nell'isola, copre una superficie molto ridotta (0,1%), formando macchie secondarie di tipo residuale (Crudele et al. 2005), così come le superfici antropizzate ed i rimboschimenti di pino (<01 %).

La grande omogeneità della vegetazione, così come la scarsità di specie di flora e di tipologie di formazioni vegetali è forse da imputare all'eccessiva omogeneizzazione del substrato, che causa suolo poco profondo e siliceo, e all'eccessivo squilibrio biologico imputato al carico faunistico (capre, ratti, conigli selvatici) (Paoli & Romagnoli, 1976). Siccardi (2013) riporta come la grande superficie di roccia affiorante, priva di vegetazione sia probabilmente dovuto all'intensiva brucatura delle capre che causa il forte degrado della vegetazione, una situazione simile è stata rilevata anche sull'isola di Capraia da Guidi et al (2010).

1.3 Habitat di interesse comunitario

Gli habitat terrestri d'interesse comunitario (Dir. 92/43/EEC), desunti dal progetto HaSCITu - *Habitats in the Sites of Community Importance in Tuscany* (Regione Toscana, <https://www.regione.toscana.it/-/la-carta-degli-habitat-nei-siti-natura-2000-toscana>) presenti sull'isola sono elencati in tabella 2.2.

Codice	Habitat terrestri (Dir. 92/43/EEC)	Superficie (ha)	Superficie percentuale su totale (%)
1210	Vegetazione annua delle linee di deposito marine	0.01	<0.1
1240	Scogliere con vegetazione delle coste mediterranee con <i>Limonium</i> spp. endemici	84.43	8.1
3120	Acque oligotrofe a bassissimo contenuto minerale, su terreni generalmente sabbiosi del Mediterraneo occidentale, con <i>Isoetes</i> spp.	0.07	<0.1
3170*	Stagni temporanei mediterranei	0.08	<0.1
5210	Matorral arboreescenti di <i>Juniperus</i> spp.	0.1	<0.1
6220*	Percorsi substeppici di graminacee e piante annue dei <i>Thero-Brachypodietea</i>	12.65	1.2
8220	Pareti rocciose silicee con vegetazione casmofitica	2.88	0.3
8230	Rocce silicee con vegetazione pioniera del <i>Sedo-Scleranthion</i> o del <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	24.65	2.4

Tabella 2.2 Habitat di interesse comunitario in accordo al progetto HaSCITu.

1210 - Vegetazione annua delle linee di deposito marine. L'Habitat è caratterizzato da formazioni erbacee, annuali (vegetazione terofitico-alonitrofila), che colonizzano spiagge sabbiose o con ciottoli, in prossimità della battigia, dove il materiale organico portato dal mare si accumula e si decompone creando un substrato ricco di sostanza organica. Si tratta di un habitat esclusivamente costiero e pertanto legato al dinamismo della linea di costa che a Montecristo è circoscritto alle poche situazioni in cui si formano (spesso in modo effimero) spiagge e accumuli di sabbia nelle cale.

1240 - Scogliere con vegetazione delle coste mediterranee con *Limonium* spp. endemici. Scogliere e coste rocciose del Mediterraneo ricoperte, seppure in forma discontinua, da vegetazione con specie alo-rupicole altamente specializzate, che hanno la capacità di vivere nelle fessure delle

rocce e di sopportare il contatto diretto con l'acqua marina e l'aerosol marino. L'habitat risulta ben distribuito in maniera continua lungo tutte le coste rocciose dell'isola.

3120 - Acque oligotrofe a bassissimo contenuto minerale, su terreni generalmente sabbiosi del Mediterraneo occidentale, con *Isoëtes* spp. Vegetazione anfibia, di taglia nana, delle acque oligotrofiche povere di minerali, prevalentemente su suoli sabbiosi, a distribuzione Mediterraneo-occidentale, riferibile all'ordine *Isoëtetalia*. L'analogia vegetazione che si sviluppa nelle pozze temporanee va riferita all'Habitat 3170* da cui dunque si differenzia perché cresce su suoli sabbiosi inondata. Le fitocenosi anfibia dell'Habitat 3120 corrispondono a tipologie vegetazionali effimere, legate a particolarissime condizioni stazionali (sommersione temporanea alternata a marcata aridità). In presenza di fenomeni di interrimento o di alterazione del bilancio idrico, si assiste ad una riduzione della componente anfibia e igrofila a vantaggio delle xerofite annuali che spostano la composizione floristica verso le cenosi dell'Habitat 6220* ed in particolare alle comunità effimere termoxerofile della classe *Helianthemetea guttatae*. A Montecristo questo habitat è relativamente diffuso, in mosaico con aree rocciose o agariche, dove si accumulano pochi centimetri di suolo costantemente inondata.

3170* - Stagni temporanei mediterranei. Vegetazione anfibia Mediterranea, prevalentemente terofitica e geofitica di piccola taglia, a fenologia prevalentemente tardo-invernale/primaverile, legata ai sistemi di stagni temporanei con acque poco profonde, con distribuzione nelle aree costiere, subcostiere e talora interne dell'Italia peninsulare e insulare. La vegetazione effimera mediterranea riferibile all'Habitat 3170* rappresenta un caso particolare dell'Habitat 3120, distinguibile da quest'ultimo soprattutto per l'esigua profondità dell'acqua (pochi cm) e la temporaneità della sommersione: le pozze tendono infatti a disseccare precocemente, già nel tardo-inverno o in primavera. Anche qui in presenza di fenomeni di interrimento o di alterazione del bilancio idrico, si assiste ad una riduzione della componente anfibia e igrofila a vantaggio delle xerofite annuali che spostano la composizione floristica verso le cenosi dell'Habitat 6220* ed in particolare alle comunità effimere termoxerofile della classe *Helianthemetea guttatae*. A Montecristo questo habitat è diffuso, in mosaico con aree rocciose o garighe, dove si accumulano pochi centimetri di suolo inondata decisamente in modo stagionale.

5210 - Matorral arborescenti di *Juniperus* spp. Macchie di sclerofille sempreverdi mediterranee e submediterranee organizzate attorno a ginepri arborescenti. A Montecristo si tratta di formazioni non significative, visto le caratteristiche geologiche dell'isola.

6220* - Percorsi substeppici di graminacee e piante annue dei Thero- Brachypodietea. Praterie xerofile e discontinue di piccola taglia a dominanza di graminacee, su substrati di varia natura. Gli aspetti annuali colonizzano piccolissime superfici (talora anche di pochi metri o centimetri quadri) su suoli oligotrofici poco profondi e sono caratterizzati da un alto numero di specie annuali e di piccole emicriptofite. La vegetazione delle praterie xerofile mediterranee si insedia di frequente in corrispondenza di aree di erosione o comunque dove la continuità dei suoli sia interrotta, tipicamente all'interno delle radure della vegetazione delle garighe e macchie mediterranee. Può inoltre rappresentare stadi iniziali (pionieri) di colonizzazione di neosuperfici costituite ad esempio da affioramenti rocciosi di varia natura litologica, così come aspetti di degradazione più o meno avanzata al termine di processi regressivi legati al sovrappascolamento o a ripetuti fenomeni di incendio. Quando le condizioni ambientali favoriscono i processi di sviluppo sia del suolo che della vegetazione, in assenza di perturbazioni, le comunità riferibili all'Habitat 6220* possono essere invase da specie perenni arbustive legnose che tendono a soppiantare la vegetazione erbacea, dando luogo a successioni verso cenosi perenni più evolute. Nel sito l'habitat è distribuito in modo diffuso in mosaico con aree rocciose o garighe.

8220 - Pareti rocciose silicee con vegetazione casmofitica. Pareti e pendii, su silice o rocce povere di calcare, colonizzate da vegetazione casmofitica, perenne, distribuita su un ampio range altitudinale, dal livello del mare fino alle più alte vette delle Alpi. L'Habitat 8220 in generale si riferisce a comunità vegetali di fratture e fessure delle rupi silicee povere di carbonati, di ambienti molto differenziati dal punto di vista geografico, climatico e conseguentemente floristico ma tutti

riferibili alla classe *Asplenieta trichomanis*. I raggruppamenti mediterranei come quelli tipici dell'Arcipelago Toscano si riferiscono ad un tipo più o meno termoxerico a dominanza di *Asplenium obovatum*, *Umbilicus rupestris* e *Linaria capraria*, anche se non mancano cenosi di ambienti umidi ed ombrosi che si differenziano per la presenza di *Selaginella denticulata* e *Anogramma leptophylla*. Le comunità delle fessure delle rupi silicatiche sono per loro natura alquanto stabili e con scarse prospettive evolutive. Si tratta di una habitat molto diffuso, anche se in modo discontinuo, quindi dove le condizioni lo permettono, nelle rupi dell'Isola.

8230 - Rocce silicee con vegetazione pioniera del Sedo-Scleranthion o del Sedo albi-Veronicion dillenii. Affioramenti rocciosi di natura silicea o povera di carbonati, erosa, spesso dall'azione del vento, colonizzata da vegetazione pioniera erbacea o briofitico-lichenica, sparsa, e con livelli di copertura anche molto bassi, ampiamente distribuita nei piani bioclimatici da Meso- a Crio-Temperato. Si tratta di un habitat piuttosto eterogeneo e non sempre di facile interpretazione, che riunisce diversi tipi di vegetazione pioniera, xerofila ed eliofila, a dominanza di specie erbacee (perenni e annue) e piccoli suffrutici con foglie succulente, appartenenti ai generi *Sedum* spp. e *Sempervivum* spp. spesso ricche di muschi e/o licheni, riferibili a *Sedo-Scleranthion*. Rientrano in questo habitat anche le comunità di licheni crostose a dominanza di *Rhizocarpus* spp. (*Rhizocarpetea geographici*) delle zone rocciose nude esposte al sole e alla pioggia dei liscioni granitici di Montecristo, dell'Isola d'Elba e del Giglio e delle rocce vulcaniche di Capraia. Le particolari condizioni di esposizione (soprattutto soggette a erosione eolica) determinano scarse possibilità evolutive verso suoli più profondi. A Montecristo questo habitat è diffuso con una superficie importante, spesso in mosaico con gli habitat 6220* e 8220.

2. ORIGINI E STORIA DELLA CAPRA DI MONTECRISTO

Le capre che ad oggi abitano l'isola di Montecristo (*Capra hircus* Linnaeus 1758, *sensu* Giusti 2005) rappresentano l'unica popolazione ircina vivente in Italia allo stato selvatico da tempi antichi (Fig. 2.1). La sua presenza sull'isola è certamente legata ad immissioni da parte dell'uomo (Masseti 1998; Boitani et al. 2003; Randi et al. 1990), tuttavia non risulta semplice ricostruirne la storia.

Le capre sono state tra i primi animali ad essere addomesticati. Evidenze archeologiche hanno portato a ricostruire due principali eventi di domesticazione, il primo risalente a circa 10.500 anni fa nella valle dell'Eufrate, nell'Anatolia sudorientale (Peters et al., 2005), mentre il secondo a 9.900 – 9.500 anni fa negli aridi altipiani dell'Iran occidentale (Zeder & Hesse 2000). Da queste aree, le capre sono state introdotte in Europa attraverso il Mediterraneo e il corso del Danubio. Le prime immissioni in Mediterraneo sono avvenute nell'area orientale del bacino in corrispondenza del Neolitico preceramico (nono – ottavo millennio AC), per poi raggiungere l'Egeo nell'ottavo – settimo millennio AC e spingersi infine verso l'Adriatico e il Tirreno tra la fine del settimo e l'inizio del sesto millennio AC (Masseti 2009); gli animali venivano spesso rilasciati sulle isole come riserva di cibo cui poter attingere durante la navigazione (Masseti 2009).

L'ipotesi più accreditata fa perciò risalire la prima introduzione di capre a Montecristo alle fasi iniziali del processo di domesticazione degli animali, quando questi erano ancora molto simili al progenitore ancestrale (Ciani & Masseti, 1991 e Masseti, 2009), ipotesi supportata anche dalla somiglianza di alcuni dei fenotipi riscontrati a Montecristo a quello della capra selvatica della Turchia e del Medio Oriente (*Capra aegagrus* Erxleben, 1777), da cui le capre domestiche sarebbero derivate (Corbet 1978, Clutton-Brock 1981, Davis 1987, Masseti 1997).

Alcuni autori (Mori 1904, Bruno & Sauli 1976, Toschi, 1953) sostengono invece che le capre siano state introdotte sull'isola di Montecristo dai monaci benedettini che la abitarono per un lungo periodo di tempo - dal V al XVI secolo. Lo stesso Toschi tuttavia (1953) ipotizza al contempo che l'isola potesse essere stata “naturalmente abitata da capre selvatiche”.

Considerando la storia dell'isola, l'ipotesi che siano avvenuti più eventi di introduzione di capre in tempi differenti non è improbabile. Tuttavia le uniche testimonianze documentate di eventuali

introduzioni sono riportate da Mattoli (1970), Leporati (1971), Pavan (1971) e Spagnesi et al. (1986), e riguardano la fuga di cinque capre importate dal Montenegro intorno al 1900, anno in cui l'isola, di proprietà della casa reale, veniva gestita come riserva di caccia e luogo di vacanza dei reali, e un possibile rilascio di capre del Caucaso. Non sono comunque disponibili adeguate documentazioni e dettagli a riguardo.

La popolazione ircina di Montecristo riveste tuttavia un interesse conservazionistico non solo sul piano scientifico ma anche su quello storico/culturale proprio in virtù dell'origine antica, derivando da fondatori risalenti al primo stadio del processo di domesticazione e contribuendo a delineare gli elementi di un processo molto antico come la domesticazione dell'egagro e la sua diffusione nel bacino del Mediterraneo, nonché per la sua unicità nel contesto del Mediterraneo occidentale, essendo pressoché scomparse tutte le altre popolazioni insulari affini. Una storia analoga riguarda l'Agrimi (*Capra aegagrus cretica* o *Capra hircus cretica*), presente sull'isola di Creta e sugli isolotti di Dia, Thodorou e Agii Pandes e recentemente introdotta su alcuni altri isolotti nel Mare Egeo (Bar-Gal et al. 2002). E' stato ipotizzato che la popolazione di Creta derivi dall'introduzione di una capra domestica agli inizi della domesticazione o che sia il risultato dell'introduzione di *Capra aegagrus*, quindi della forma selvatica, rilasciata nell'isola per fini alimentari e successivamente ibridatasi con esemplari domestici che ne hanno influenzato il genotipo (Horwiz & Bar-Gal 2006). Entrambe queste ipotesi sono ugualmente valide per la popolazione di Montecristo.

La conservazione della capra di Montecristo è coerente con quanto previsto per il gruppo A nella classificazione dei Caprini inselvatichiti dall'IUCN Caprine Specialist Group, ed è stata uno dei principali motivi per i quali l'isola è stata sottratta a progetti di speculazione e sfruttamento turistico diventando riserva naturale statale e ricevendo il "Diploma Europeo per le aree protette".

Quindi, citando Shackelton (1997), "qualunque sia la sua origine, la popolazione delle capre di Montecristo rappresenta un patrimonio di marcato valore faunistico, scientifico ed estetico che vale la pena conservare".

Come parallelo, si deve considerare il caso della pecora Soay in Scozia. Nonostante la sua origine antropocora, questa pecora è stata oggetto di studi approfonditi sull'ecologia della popolazione, di sforzi di conservazione e notevoli investimenti (Clutton-Brock & Pemberton 2004) che dovrebbero ispirare la futura gestione delle capre di Montecristo e dell'ecosistema dell'isola.



Figura 2.1 Maschi adulti di Capra di Montecristo con mantello 'Montecristo chiaro' (foto A. de Faveri).

La presenza delle capre sull'isola di Montecristo ha molto probabilmente seguito le vicende storiche che hanno coinvolto l'isola nel tempo. Agli inizi del 1950, la popolazione di capre dell'isola pare avesse subito una forte riduzione, come riportato da differenti ricercatori che la visitarono in quegli anni (e.g. Toschi 1953, Kahmann 1959). Documenti dell'epoca riportano infatti che in quel periodo erano frequenti sull'isola sia episodi di bracconaggio che incendi, che terminarono solo nel 1954, quando l'isola passò sotto la gestione della società Oglasa, permettendo quindi alla popolazione delle capre di ristabilirsi (Fabbri 1966). La riserva di caccia della società fu gestita sotto il controllo dell'allora Laboratorio di Zoologia Applicata alla Caccia (LZAC, più tardi INFS, oggi ISPRA), nella persona di A. Toschi: in questo periodo sono ben documentati numerosi eventi di introduzione e riproduzione nell'isola di diverse specie cacciabili come *Alectoris rufa* e *A. chukar*, mentre non esiste testimonianza di eventuali ulteriori immissioni di capre domestiche. È a questi anni che risalgono i primissimi abbattimenti di esemplari di capra effettuati a scopo scientifico. Fra il 1964 e il 1970 furono abbattute un totale di 31 capre (Spagnesi et al. 1986). Successivamente, tra il 1975 e il 1977 furono abbattuti altri 19 esemplari che, unitamente a 36 carcasse rinvenute negli stessi anni sull'isola, hanno costituito il materiale per la prima monografia specifica sulla Capra di Montecristo (Spagnesi et al. 1986). La gestione pregressa della popolazione è trattata in dettaglio nel paragrafo 3.3.

3. SINTESI DELLE CONOSCENZE RELATIVE ALLA POPOLAZIONE DI CAPRA DI MONTECRISTO

Più o meno a partire dalla prima metà del novecento, la popolazione e l'isola hanno iniziato ad essere oggetto di attenzione e di studi, che, per quanto attiene la capra, hanno riguardato principalmente gli aspetti morfometrici, fenotipici, sanitari e, più tardi, genetici. Di seguito si riporta una breve sintesi delle conoscenze relative alla popolazione e degli interventi di gestione di cui è stata oggetto, con particolare riguardo alle informazioni utili nel contesto del presente piano.

3.1 Descrizione fenotipica

La popolazione di capre Montecristo è piuttosto varia quanto a morfologia delle corna nei maschi e colorazione dei mantelli. Spagnesi et al. (1986) hanno fornito una base per la definizione dei principali tipi di mantello (Fig. 3.1 e 3.2), basata su osservazioni dirette effettuate da luglio a settembre del 1975-1977. Sebbene sull'isola siano stati registrati fenotipi *agrimi* e *pictus*, la maggior parte delle capre afferivano al tipo denominato Montecristo-chiaro. Nel contesto del "Progetto Life + Montecristo2010" (Vedi Box 1) sono state classificate sia le capre catturate all'interno di un recinto che le capre trovate morte in base al colore del mantello (N=77): i fenotipi "Montecristo" (chiaro e scuro) sono risultati ancora i colori del mantello più rappresentati nella popolazione. Tuttavia, le femmine totalmente nere sembrano ora assenti e la percentuale di maschi neri (con o senza segni bianchi) è apparentemente diminuita. Anche le corna mostrano una certa variabilità, differenziandosi principalmente in corna a scimitarra, simili alle corna delle popolazioni di capre di Creta, e corna che presentano invece una più accentuata divergenza interapicale (Spagnesi et al. 1986). Costantemente assenti nella popolazione isolana sono, invece, le corna spiralate nonché le appendici cutanee note come lacinie o tettole, caratteristiche di molte forme domestiche. Quanto evidenziato, assieme all'elevata variabilità genetica che caratterizza la popolazione di Montecristo, è testimonianza di successive, probabilmente modeste introduzioni di animali domestici, ipoteticamente avvenute, come già menzionato, ad opera dei monaci che abitarono l'isola dal V al XVI secolo e anche successivamente.

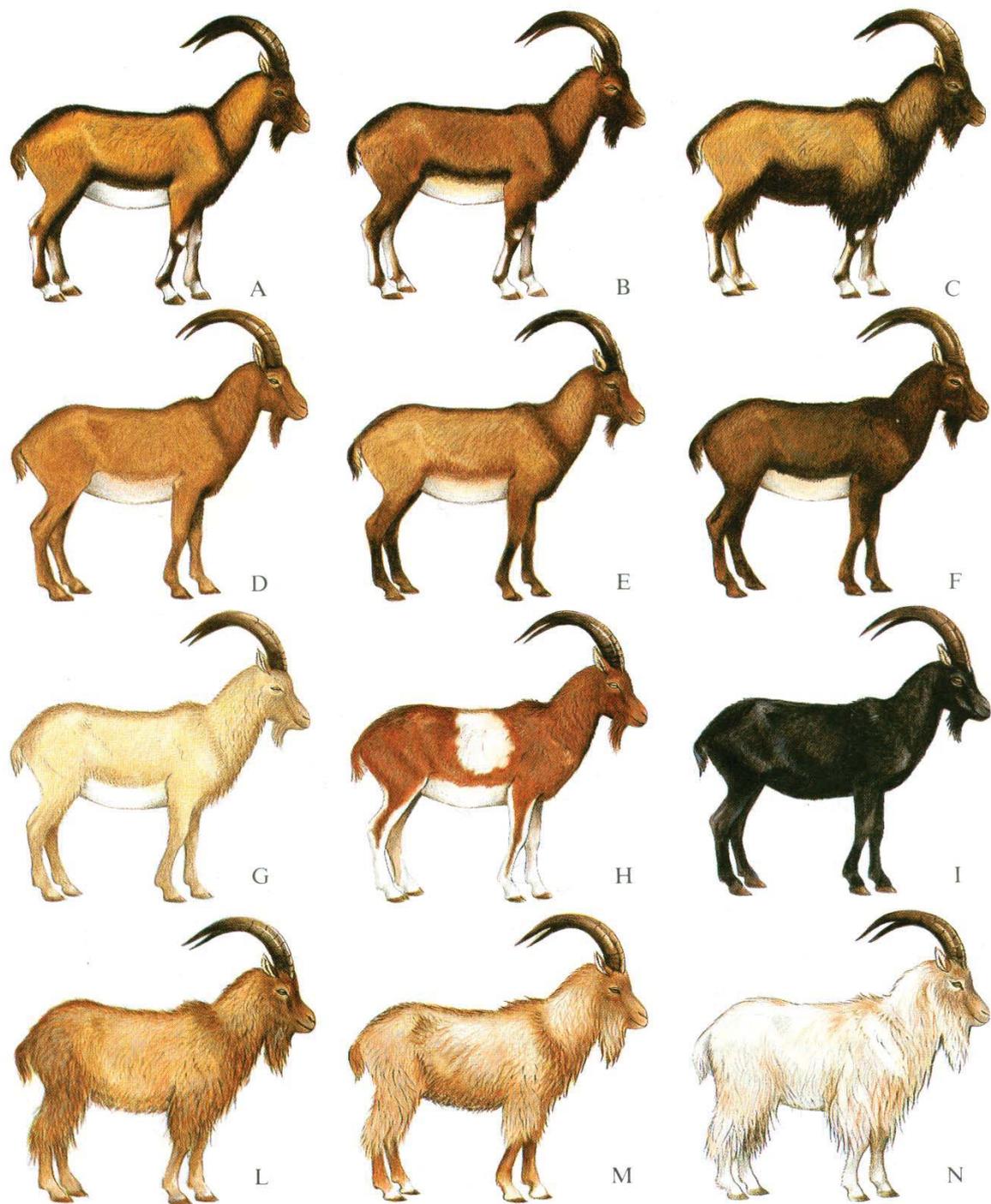


Figura 3.1 Classificazione dei mantelli della capra di Montecristo secondo Spagnesi et al. (1986). A-B: agrimi; C: pictus; D-E-F: Montecristo chiaro e scuro; G: crema; H: mantello con pezzature bianche; I: nero. L-M-N: mantello invernale (Da Spagnesi *et al.* 1986).



a.



b.

Figura 3.2 Maschi di Capra di Montecristo (a, Pictus ; b, Pictus e Montecristo scuro con pezzature). Foto di A. de Faveri, dicembre 2018.

3.2 Interventi di gestione della popolazione di capra di Montecristo

In passato la popolazione ircina dell'isola di Montecristo è stata sottoposta ad interventi di controllo finalizzati a rilassare l'ecosistema dalla pressione di brucatura. I primi abbattimenti furono eseguiti da personale del Corpo Forestale dello Stato e portarono al prelievo di un numero molto contenuto di capre (Fig. 3.3). Nel 1977, il prelievo diviene più consistente, ma viene poi sospeso fino al 1986. Da questo anno in poi i prelievi sulla popolazione vengono realizzati regolarmente con cadenza annuale, con l'unica eccezione del 1990, fino al 1994. Gli ultimi abbattimenti ai fini di controllo in ordine cronologico sono stati realizzati nel 1997. Nel 2006 gli abbattimenti furono proposti e realizzati con l'unico intento di collezionare un numero definito di campioni, utili per un complesso di indagini quali la caratterizzazione genetica, l'analisi dei parassiti, l'ispezione del tratto riproduttivo delle femmine e il rilevamento dei principali dati biometrici (AAVV 2006). Nel 2006, è stato quindi proposto un prelievo, prudenziale e conservativo, nella misura massima di 30 capi, quota ritenuta sostenibile dalla popolazione in considerazione della dimensione della stessa e dei corrispondenti parametri ottenuti nelle conte realizzate nel 2005. Tali prelievi sono stati realizzati dal Corpo di Polizia Provinciale di Livorno.

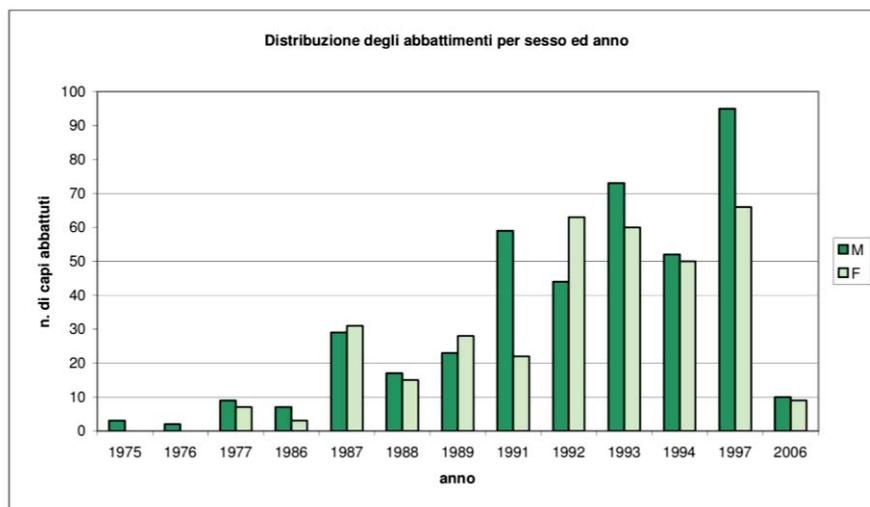


Figura 3.3 Distribuzione degli abbattimenti per sesso ed anno (AA.VV.2006)

Non è possibile quantificare quanto si discosti il piano proposto da quello effettivamente realizzato per gli abbattimenti avvenuti prima del 2006. In quest'ultimo anno invece, il numero di capi proposto nel piano è stato pari al 9% della popolazione stimata nel 2005 ed al 10% della popolazione media dei tre anni precedenti (1992, 2003, 2004). Il piano tuttavia è stato realizzato solo per il 63%. Singolare l'impossibilità di abbattere maschi di prima classe, poiché, similmente a quanto si riscontra durante le conte dirette, questi sono stati osservati raramente. L'abbattimento di due femmine giovani (classe I) non previste dal piano evidenziano una criticità nel riconoscimento delle classi di età. I due esemplari sono infatti frutto di un'errata classificazione a distanza di individui "border line" per la classe d'età, il cui sviluppo corporeo suggeriva al momento dell'abbattimento una età piena di 2 anni.

In generale, i piani di controllo realizzati in passato furono redatti in funzione della struttura della popolazione esistente e formulati in modo tale da non alterare eccessivamente il rapporto sessi nella popolazione, incidendo al contempo anche sulla porzione femminile al fine di contenere il tasso di crescita demografico. I fenotipi da abbattere in via preferenziale furono tutti quelli diversi dai tipi Montecristo e Agrimi (inclusa la forma pictus), ed in particolare i pezzati (Spagnesi et al. 1986).

3.3 Le indagini genetiche

Negli ultimi anni, in più occasioni sono state condotte analisi genetiche sulla capra di Montecristo, al fine di caratterizzarne meglio l'identità (Randi et al. 1990; AA.VV. 2006; Gotti et al. 2014). Nell'ambito del progetto Life Montecristo2010 è stata approfondita la caratterizzazione genetica della popolazione insulare, potenziando il set di marker, rispetto alle analisi del 2006, per ottenere un quadro più ampio della variabilità genetica della popolazione ircina e includendo, per l'analisi del DNA mitocondriale, anche campioni museali della collezione ISPRA. E' stata inoltre verificata la natura di alcuni nuclei di capra esistenti ex-situ che veniva asserito fossero originari di Montecristo, per indagare se questi potessero rappresentare una potenziale sorgente di fondatori fruibile in caso di necessità.

I risultati ottenuti possono essere riassunti come segue (Gotti et al. 2014):

1. La popolazione di Montecristo risulta essere in equilibrio di Hardy-Weinberg, pertanto non si rilevano problemi di eccessivo inincrocio;
2. La popolazione non mostra segni di recenti colli di bottiglia;
3. Le simulazioni condotte per valutare l'impatto che un crollo della popolazione avrebbe sulla variabilità genetica prospettano uno scenario di limitata perdita di alleli su un periodo di 10 anni. Nonostante ciò, una riduzione drastica del numero di individui seguita da una mancata ripresa delle dimensioni della popolazione è un fenomeno da non trascurare;
4. Le capre di Montecristo presentano due aplotipi esclusivi, Montecristo A e Montecristo B, con una frequenza tra gli individui di Montecristo, inclusi i reperti museali, rispettivamente del 73% e del 27%;
5. Gli esemplari provenienti dai recinti ex-situ non presentano le caratteristiche genetiche distintive di Montecristo, per esempio presentano 27 alleli che non si riscontrano mai nei genotipi di Montecristo;
6. La differenziazione rilevata a livello nucleare si ripresenta anche a livello mitocondriale: nessuna capra proveniente dai recinti ex situ ricade in uno dei due aplotipi rilevati a Montecristo.

Uno dei risultati più importanti ai fini del citato Life Montecristo 2010 riguarda la caratterizzazione di nuclei ex situ rispetto alla popolazione insulare. In particolare, tali nuclei non sono rappresentativi del pool genetico caratteristico di Montecristo in quanto portatori di aplotipi e di alleli che non vi appartengono. Tale constatazione ha determinato la creazione di nuovi stock ex-situ, tra cui quello situato presso il Bioparco di Roma (vedi Box 1) derivanti da individui catturati a Montecristo nel corso del citato progetto.

3.4 Lo stato sanitario

Uno degli aspetti interessanti riguardanti la popolazione è l'evoluzione della fauna parassitaria abomasale, analizzata per la prima volta alla fine degli anni 80 del novecento su un campione di capi abbattuti e ripetuta poi nel 2006. L'interesse relativo ai parassiti abomasali risiede nel fatto che la maggior parte delle specie parassitarie con sede abomasale (*Haemonchus contortus*, *Teladorsagia/Ostertagia* spp., *Trichostrongylus* spp.) possiede una dimostrata patogenicità sia per i ruminanti domestici, sia per quelli selvatici, e rappresenta quindi una potenziale fonte di instabilità per la demografia della popolazione ospite. Considerare il rapporto ospite-parassita dal punto di vista delle interazioni ecologiche fra le rispettive popolazioni permette di valutare l'eventuale equilibrio a cui tendono – mediati dall'ambiente - attraverso cicli evolutivi che assicurino la sopravvivenza di entrambe. L'indagine parassitologica condotta sui dati del 2006 mostra una

prevalenza del 100%, suggerendo un'ampia diffusione degli elminti abomasali nella popolazione di capre di Montecristo (tutte le capre avevano i parassiti). Le specie isolate, appartenenti alla famiglia Trichostrongylidae, sono caratteristiche di pecore e capre domestiche (Le Riche 1973, Martinez-Gomez et al. 1973, Casarosa 1980, Schillorn & Williams 1980, Papadopoulos et al. 2003, Torina et al. 2004), e segnalate quali specie parassitarie con sede abomasale prevalenti in popolazioni ovine e caprine a vita libera (Balbo et al. 1978, Genchi et al. 1985, Lichtenfels & Hoberg 1993, Lavin et al. 1997, Zaffaroni et al. 1997, Perez et al. 2003, Craig et al. 2006). Le specie rinvenute sono, all'interno dei generi di appartenenza, le meglio adattate al clima caldo-secco caratteristico dell'ambiente insulare, e possiedono caratteristiche di estrema plasticità ecologica e biologica tali da permetterne la sopravvivenza anche in condizioni ambientali sfavorevoli (Crofton et al. 1965). La prevalenza riscontrata per le tre specie parassitarie è in sostanziale accordo con la letteratura, mentre gli indici di intensità ed abbondanza parassitaria risultano tendenzialmente più bassi di quelli riportati in letteratura non solo per le capre domestiche, ma anche per popolazioni di caprini selvatici. Dal raffronto dei risultati ottenuti con quelli dell'indagine parassitologia svolta a Montecristo tra il 1985 ed il 1988 su 40 capre selvatiche abbattute (Guberti et al. 1990), emerge che i dati di prevalenza per *Teladorsagia* e *Trichostrongylus* sono sovrapponibili a quelli riscontrati nel 2006 (per *Teladorsagia* nel 1990: 100%, nel 2006: 100%; per *Trichostrongylus* nel 1990: 97,5%, nel 2006: 85,7%). Per *Haemonchus contortus* la prevalenza è invece aumentata in maniera statisticamente significativa, passando da un 37,5% nel 1990, ad un 85,7% nel 2006 ($X^2=7,81$, $p<0,001$).

L'aumento significativo della prevalenza osservato nel 2006 per *Haemonchus contortus* indica un'accresciuta importanza acquisita da questo parassita all'interno della comunità elmintica e, considerandone il potenziale patogeno in bovidi domestici e selvatici, suggerisce l'utilità di un monitoraggio attento dell'evoluzione delle interazioni fra questa e le altre specie parassitarie presenti, e fra questa specie e la popolazione ospite.

La carica parassitaria media per *Teladorsagia* e *Trichostrongylus* nel 2006 appariva drasticamente ridotta rispetto a quella osservata nell'indagine svolta in passato (per *Teladorsagia* nel 1990: 696,5, nel 2006: 83,3; per *Trichostrongylus* nel 1990: 764,1, nel 2006: 47,6), mentre sono risultati sostanzialmente sovrapponibili le intensità osservate nei due periodi per *Haemonchus contortus* (nel 1990: 29,9, nel 2006: 39,3).

Da un punto di vista epidemiologico, il fattore che maggiormente influenza l'abbondanza, in termini di prevalenza ed intensità, della popolazione parassitaria è la densità della popolazione ospite (Anderson & May 1978, 1991, May & Anderson 1978). Questo è particolarmente vero per i parassiti a ciclo diretto, come i Tricostongili gastro-intestinali, per cui aumentando la densità della popolazione ospite, aumenta la probabilità per una forma infettante (larva o uova larvate a seconda delle specie) che si trova nell'ambiente di entrare in contatto con un ospite recettivo; contemporaneamente un maggior numero di animali infetti che eliminano forme infettanti. Oltre agli effetti diretti di variazioni nella densità della popolazione ospite, esistono una serie di fattori correlati con la densità, che possono condizionare l'abbondanza parassitaria, come i parametri demografici di natalità e mortalità dell'ospite vertebrato (Anderson & May 1978, May & Anderson 1978), ed aspetti quali-quantitativi dei nutrienti a disposizione della popolazione parassitata. Infatti, l'assunzione di cibo, per ospiti erbivori che si nutrono a terra, può corrispondere all'ingestione di quantità più o meno elevate, in base alle risorse trofiche disponibili, di forme parassitarie infettanti. Inoltre una scadente qualità della dieta riduce le risorse energetiche non solo dell'ospite ma anche della popolazione parassitaria, inibendone le potenzialità riproduttive, e riducendone quindi l'abbondanza (Arneberg et al. 1988). Basandosi su queste considerazioni, è possibile interpretare la variazione dell'intensità media di *Teladorsagia* e *Trichostrongylus* registrata dal 1990 al 2006 come direttamente correlata alla riduzione significativa della numerosità che la popolazione di capre selvatiche ha presentato nel corso di quegli anni. Infatti, il confronto fra le stime della dimensione

della popolazione eseguite nel 1992 e nel 2003-2006 evidenzia un declino significativo della popolazione.

L'isolamento di tre specie di elminti abomasali non risulta in accordo con i risultati degli isolamenti effettuati sia in capre domestiche, sia in comunità di ruminanti selvatici, che rilevano generalmente una comunità parassitaria più varia, costituita da un numero maggiore di specie. Questa osservazione suggerisce un'estrema semplificazione della biocenosi parassitaria nella popolazione di capre selvatiche di Montecristo, confermata dal calcolo dell'Indice di importanza (I) secondo Thul et al. (1985), che cataloga tutte e tre le specie come specie dominanti, quindi fortemente caratteristiche della comunità elmintica. L'isolamento della popolazione ha portato al mantenimento al suo interno di specie parassitarie altamente adattate all'ospite, ed alle particolari condizioni geoclimatiche tipiche dell'isola. La diversità nella composizione della biocenosi parassitaria in popolazioni insulari sembra essere strettamente correlata alle caratteristiche dell'habitat: habitat caratterizzati da un clima arido, alte temperature, scarsa copertura vegetale e scarsa biodiversità animale e vegetale (*xeric island*) presentano tendenzialmente comunità parassitarie semplificate, paragonabili a quella osservata (Dobson e Pacala 1992, Dobson e Hudson 1992). Tutte le specie isolate nella popolazione campionaria presentano una distribuzione di tipo aggregato, secondo il modello teorico binomiale negativo. La distribuzione di tipo aggregato è caratteristica delle popolazioni di macroparassiti (Crofton 1971, Anderson e May 1978, 1979, Pacala e Dobson 1988, Guyatt e Bundy 1991), ed è considerata indice di interazioni stabili fra popolazione ospite e parassita (Anderson e May 1978, May e Anderson 1978). I sistemi ecologici ospite-parassita che contribuiscono all'instabilità demografica della popolazione ospite, per effetti negativi dei parassiti sulla sopravvivenza dell'ospite (come nelle pecore Soay di St. Kilda, *Ovis aries*), o sulla sua fecondità (come per l'infestazione da *Trichostrongylus tenuis* nella pernice rossa, *Lagopus lagopus scoticus*, o da *Trichostrongylus* nella renna Svalbard, *Rangifer tarandus plathyrynchus*), sono caratterizzati da alti livelli di infestazione e basso grado di aggregazione parassitaria, o addirittura distribuzione casuale (di Poisson) dei parassiti fra gli ospiti (Hudson et al. 1992, Gulland e Fox 1992, Albon et al. 2002, Stien et al. 2002).

Da un punto di vista ecologico la natura delle interazioni ospite/parassita emersa dall'indagine effettuata, ed in particolare la distribuzione dei parassiti reperiti secondo il modello binomiale negativo, è indicativa di un effetto stabilizzante, piuttosto che perturbativo, delle parassitosi descritte sulla demografia della popolazione ircina. Premettendo che con i dati in nostro possesso non risulta possibile valutare in che misura le parassitosi individuate influenzino la dinamica della popolazione ospite, è però possibile affermare che le caratteristiche dell'infestazione, in termini di intensità media, grado di aggregazione e modello di distribuzione osservati, sono espressione di un lungo processo di adattamento evolutivo fra le specie parassitarie e la capra selvatica tendente al raggiungimento di un equilibrio che assicuri ad entrambi la sopravvivenza. La popolazione ospite e quella parassita tendono a convivere, ed eventuali effetti dei parassiti sui parametri demografici, di sopravvivenza e riproduttivi, sono probabilmente mascherati da altri effetti limitanti per la popolazione di capre selvatiche, in primo luogo la disponibilità di risorse trofiche.

Nelle popolazioni insulari di ungulati a vita libera periodiche fluttuazioni demografiche sono frequenti, ed i parassiti sono indicati quali possibile fonte di instabilità per la dinamica della popolazione ospite (Gulland 1992, Gulland & Fox 1992, Grenfell et al. 1995). Dall'indagine svolta, risulta che le interazioni ecologiche fra la popolazione ircina di Montecristo e la sua popolazione parassitaria siano stabili, ed è plausibile che la riduzione della densità di capre sia la causa, e non l'effetto, di parallele modificazioni nella dinamica dei parassiti. È lecito prevedere che una riduzione della densità a seguito di un ridimensionamento spontaneo o indotto della popolazione di capre, conseguenza di fattori limitanti di origine ambientale, possa provocare un conseguente impoverimento della biocenosi parassitaria, in termini quantitativi e qualitativi, anche in funzione dei meccanismi di ridistribuzione spaziale esibiti dagli esemplari a seguito della riduzione della densità. Da un punto di vista quantitativo, è possibile si assista ad un riassetto della

popolazione parassitaria a densità inferiori a quella stimata nel corso di questo progetto. Da un punto di vista qualitativo, è ipotizzabile un accentuamento della già estrema semplificazione osservata nella comunità elmintica attuale. Tale semplificazione, oltre a rappresentare una perdita per la biodiversità dell'ecosistema ospite/parassita/ambiente nel suo insieme, potrebbe inoltre rivelarsi dannosa per la popolazione di capre nel caso in cui favorisse specie potenzialmente molto patogene, quale *Haemonchus contortus*, la cui intensità media, dal 1990 ad oggi non risulta aver subito variazioni, e la cui prevalenza appare in effetti notevolmente aumentata.

Nel periodo 2003-2006, utilizzando i campioni di sangue di 37 animali (19 catturati e 16 abbattuti), è stata realizzata anche un'indagine sierologica volta ad accertare il contatto della popolazione con diversi agenti infettivi quali:

7. agenti infettivi in grado di mantenersi in forma endemica nella popolazione, e coinvolti in epidemie con tassi di mortalità elevati in altre popolazioni di Bovidi selvatici: Virus Respiratorio Sinciziale Bovino e Virus della Parainfluenza tipo 3;

8. agenti di infezione cronica specifici della capra, ampiamente diffusi nelle popolazioni di capra domestica, ed in grado per le loro caratteristiche di persistere nella popolazione ospite influenzandone negativamente la dinamica, principalmente per effetti sui parametri riproduttivi: Virus dell'Artrite-Encefalite Caprina e Pestivirus dei ruminanti;

9. agente infettivo che, per le sue caratteristiche di trasmissione tramite vettori artropodi e di distribuzione sul territorio nazionale, potrebbe essere stato introdotto negli ultimi anni sull'isola: Virus della Febbre Catarrale Ovina (o Virus Bluetongue).

Le indagini sierologiche hanno mostrato l'assenza di tracce degli agenti infettivi ricercati, risultato considerato compatibile con lo stato di isolamento epidemiologico nel quale la popolazione di capre selvatiche di Montecristo si trova ormai da lungo tempo. Non si può escludere che in passato le capre selvatiche dell'isola siano entrate in contatto con i suddetti agenti di infezione, ma è plausibile affermare che i patogeni, una volta introdotti nella popolazione ircina, non siano stati in grado di permanere al suo interno, estinguendosi.

3.4.1. Considerazioni conclusive

Il monitoraggio dell'evoluzione del rapporto ospite parassita nella Capra di Montecristo assolve a diversi obiettivi considerando che la semplificazione della fauna parassitaria osservata nel corso degli anni rappresenta un ulteriore rischio se alcune tra le specie parassite rimaste dovessero tendere all'estinzione. Il naturale rapporto ospite parassita non si basa sulla tendenza del parassita ad essere meno patogeno bensì è stabilizzato da una serie di fattori ecologici:

- a) la competizione tra diverse specie parassite;
- b) la distribuzione della popolazione parassita nella popolazione ospite;
- c) lo stato immunitario della popolazione ospite che dipende dal grado di fitness nella propria nicchia ecologica.

Risulta quindi essenziale monitorare alcuni parametri caratterizzanti il rapporto ospite parassita soprattutto quando si prevede di operare perturbazioni antropiche della naturale demografia della specie ospite. Una – seppur temporanea – diminuzione della consistenza numerica della popolazione ospite potrebbe avvantaggiare una o due specie parassite a discapito delle altre ancora presenti. La relazione potrebbe divenire instabile in quanto mancherebbero quei meccanismi regolatori determinati dalla competizione tra specie parassite. La presenza di abbondanti e semplificate biocenosi parassitarie implica il depauperamento selettivo di specifici nutrienti (aminoacidi, oligoelementi) che normalmente viene mitigato dalla presenza di una biocenosi parassitaria complessa. Un esempio potrebbe essere rappresentato da *H. contortus* che se dovesse rimanere l'unica specie, in assenza di competizione con altre specie, potrebbe aumentare la propria abbondanza e quindi meglio esplicare il proprio potere patogeno. Ogni singolo parassita determina

mediamente la perdita di 0,1 ml di sangue/giorno. Nella sostanza una carica parassitaria composta da 500 individui di *H. contortus* determina una perdita giornaliera, costante nel tempo, di 50 ml di sangue corrispondente a circa l'1,5% della volemia di una capra di 50 kg.

Un altro aspetto che andrebbe attentamente monitorato è l'evoluzione del modello di distribuzione di frequenza della popolazione parassita in quella ospite. L'abbondanza dei macroparassiti viene determinata non tanto dalla densità della specie ospite (come nel caso microparassiti: virus, batteri) ma dalla sopravvivenza degli stadi larvali infettanti a vita libera il cui tasso è determinato dalle condizioni ambientali. Una breve stagione favorevole fa sì che il livello di infestazione degli stadi larvali nel terreno esploda (una femmina di *H. contortus*, ad esempio, elimina dalle 5.000 alle 10.000 uova al giorno) e gli ospiti possano triplicare/quadruplicare le proprie cariche parassitarie in un brevissimo periodo di tempo (settimane). La popolazione ospite è in grado di sopportare tali condizioni laddove la maggior parte dei parassiti sia ospitata dalla minor parte degli ospiti (matematicamente distribuzione binomiale negativa descritta dal parametro di aggregazione k) che saranno gli individui che maggiormente subiranno il parassitismo. Se tali animali dovessero giungere a morte con essi morirebbe la maggior parte dei parassiti quindi verrebbe conservata una corretta relazione ecologica in cui entrambe le popolazioni (parassita e ospite) continueranno a co-esistere.

BOX 1. Il progetto LIFE+ “Montecristo 2010”

L'azione principale del progetto LIFE+ “Montecristo 2010” (2010-2014) mirava a eradicare il Ratto nero (*Rattus rattus*) dall'isola di Montecristo. Predando uova e pulcini, i ratti sono responsabili di uno scarso successo riproduttivo di molte specie di procellariformi in tutto il mondo (Ruffino et al. 2009), inclusa la Berta minore *Puffinus yelkouan* che ha uno status vulnerabile nella Lista Rossa IUCN. L'Italia svolge un ruolo cruciale per la conservazione di questo taxon, ospitando oltre il 50% della popolazione mondiale (Bourgeois e Vidal 2008, Derhé 2012).

L'eradicazione del ratto è stata effettuata mediante distribuzione aerea di esche rodenticide, secondo un protocollo molto rigoroso che ha permesso la distribuzione omogenea di esche in tutta l'isola (cfr. Howald et al. 2007, Broome et al. 2014).

A titolo precauzionale, per preservare la popolazione di capre di Montecristo dagli effetti negativi indesiderati dell'eradicazione del ratto, nel dicembre 2011, 44 capre sono state confinate in situ in un'area recintata di 25 ha (Fig.1), divenute poi circa 47 in seguito ad alcune nascite avvenute nella primavera del 2012. In questo recinto, le esche rodenticide sono state distribuite manualmente, all'interno di erogatori inaccessibili alle capre. Le capre sono state attratte nel recinto mediante somministrazione di mangime particolarmente appetito, come attestato da prove pabulari effettuate in precedenza. In un mese, si è ottenuta la frequentazione del recinto da parte di un congruo numero di animali e questo è stato chiuso. Nel dicembre 2012, 11 mesi dopo l'eradicazione del ratto e dopo aver verificato il completo degrado delle esche tossiche, le capre stabulate sono state ricatturate in un piccolo recinto di cattura interno a quello principale, contrassegnate con marche auricolari (13 anche con collari GPS) e rilasciate sull'isola.

I dati di telemetria post-rilascio hanno mostrato che questi animali frequentavano approssimativamente la metà centro-occidentale dell'isola e potevano effettivamente essere considerati come un campione casuale della popolazione.

Un gruppo di 5 capre è stato trasferito al Bioparco di Roma, al fine di far conoscere al grande pubblico questa particolare popolazione di capre e di creare un piccolo stock ex situ. Una panoramica completa del progetto Life “Montecristo 2010” è accessibile all'indirizzo www.montecristo2010.it (cfr. Zanichelli et al. 2014).



Figura 1 Capre di Montecristo presso la mangiatoia nel recinto di stabulazione temporanea e durante la manipolazione prima del rilascio.

3.5 Monitoraggio della consistenza della popolazione

La popolazione ircina è stata oggetto di monitoraggi finalizzati alla definizione della consistenza minima (1992; 2003-2006; 2008-2019) e alla produzione di una stima di popolazione mediante *distance sampling* (2010-2017). I dati ottenuti costituiscono gli elementi oggettivi di base per valutare eventuali opzioni di gestione che interessino direttamente la popolazione.

3.5.1 Conte dirette

Il monitoraggio della popolazione ircina è stato realizzato attraverso conte contemporanee da punti fissi di vantaggio, dai quali è possibile l'ispezione di ampi settori dell'isola, e da percorsi atti alla copertura visiva di altre aree non esplorabili altrimenti. Il risultato ottenuto, la consistenza minima della popolazione, rappresenta un indice che, pur non fornendo la dimensione esatta della popolazione, ne riflette le variazioni nel tempo. Le modalità di realizzazione dei conteggi sono state mantenute pressoché costanti nel tempo, per cui si dispone di una consistente serie storica (1992, 2010-2019). Unica variazione rilevante riguarda il Belvedere. Nel 2012 infatti, a seguito della costruzione del recinto di esclusione in questa località, è stato eliminato il punto di osservazione che ricade all'interno del recinto medesimo. Durante i conteggi sono stati esplorati 11 settori di osservazione da terra ed uno discontinuo osservato dal mare percorrendo il periplo dell'isola, con la finalità di non escludere dalle osservazioni le aree rocciose a picco sul mare e non visibili dall'interno dell'isola (Fig. 3.4).

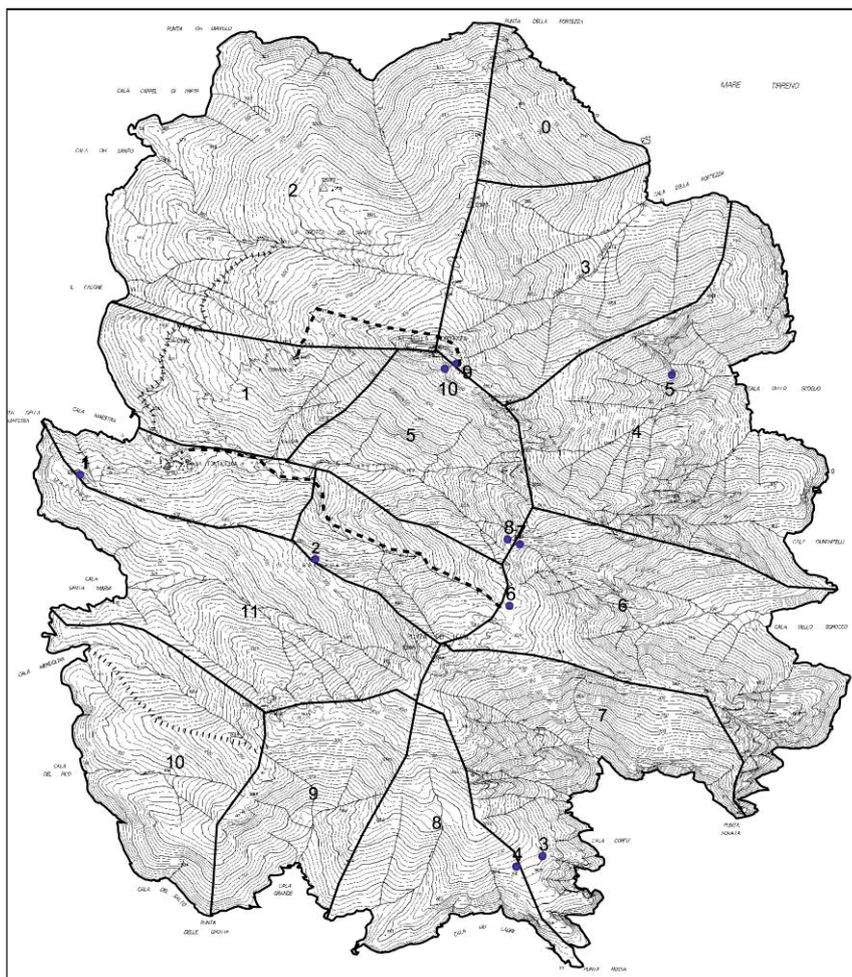


Figura 3.4 Punti di osservazione (in blu) e settori esplorati nel corso del monitoraggio della Capra di Montecristo tramite conte dirette.

Anno	Data	a/t	MASCHI										FEMMINE										Tot
			I	II	III	IV	V	Incd.	I	II	III	Incd.	CIO	Incd.I	Incdt								
2010	10-set	t	0	19	18	33	19	1	4	37	20	2	14	8	16	191							
	11-set	a	0	7	8	11	3	5	2	22	4	5	11	6	15	99							
	11-set	t	2	18	7	16	12	0	0	29	15	0	13	7	7	126							
2011	12-set	a	10	10	12	13	23	3	2	30	33	16	17	7	15	191							
	08-set	t	1	10	16	20	39	4	4	26	38	5	11	5	5	184							
	09-set	a	1	4	18	18	21	4	2	18	20	13	5	4	5	133							
2012	09-set	t	3	9	9	19	29	5	0	39	19	5	8	2	2	149							
	10-set	a	1	6	12	21	26	4	4	38	37	6	11	1	12	179							
	22-ago	t	0	3	12	9	15	6	2	8	18	11	5	0	17	106							
2013	23-ago	a	0	5	9	9	13	0	3	9	13	1	7	0	1	70							
	23-ago	t	0	0	11	17	21	2	1	5	5	11	4	3	16	96							
	24-ago	a	1	3	6	17	13	1	1	20	8	5	4	9	15	103							
2014	04-set	t	2	7	7	21	10	3	4	15	12	1	6	6	7	101							
	05-set	a	1	4	4	15	4	8	1	15	5	6	7	1	10	81							
	05-set	t	1	6	7	11	16	3	3	14	7	2	7	5	8	90							
2015	06-set	a	3	2	6	12	15	1	0	21	11	10	9	2	15	107							
	08-set	t	5	12	18	29	16	2	4	30	15	13	20	7	9	180							
	09-set	a	0	7	14	16	12	0	1	20	17	5	15	4	8	119							
2016	09-set	t	0	15	17	24	14	2	6	33	31	6	14	8	13	183							
	10-set	a	3	7	15	13	9	2	4	12	15	5	9	4	19	117							
	26-ago	t	3	12	20	19	19	2	1	31	10	6	10	4	6	143							
2017	27-ago	a	5	18	40	30	19	7	7	21	31	5	10	5	5	203							
	27-ago	t	4	6	28	48	19	5	0	26	13	5	10	5	9	178							
	28-ago	a	1	11	19	20	36	4	5	22	17	7	7	8	11	168							
2018	24-ago	t	5	7	27	32	28	10	10	36	12	6	10	7	10	200							
	25-ago	a	5	8	18	31	21	4	1	22	19	11	20	4	12	176							
	25-ago	t	2	6	13	20	18	2	3	20	16	9	6	7	2	124							
2019	26-ago	a	5	10	16	18	15	4	3	33	23	3	17	8	18	173							
	05-set	t	4	15	20	33	24	2	4	22	21	6	10	9	14	184							
	06-set	a	2	18	20	33	30	12	10	31	20	16	24	3	21	240							
2018	06-set	t	1	3	23	36	38	3	3	22	17	16	15	6	4	187							
	07-set	a	2	20	32	44	40	3	2	28	15	15	15	5	5	226							
	05-set	t	7	22	30	39	12	9	9	32	11	14	11	6	8	210							
2019	06-set	a	0	27	35	60	21	19	9	36	27	26	14	4	17	295							
	06-set	t	2	16	42	35	11	3	6	26	11	17	12	11	11	203							
	07-set	a	Non effettuata per condizioni meteo avverse																				
2019	04-set	t	2	11	20	47	37	3	5	43	20	9	11	4	22	234							
	05-set	a	2	12	19	38	36	5	4	37	16	13	15	3	12	212							
	05-set	t	3	8	20	29	21	6	7	31	12	3	8	5	9	162							
06-set	a	Non effettuata per condizioni meteo avverse																					

Tabella 3.1 Consistenza minima della popolazione di Capra di Montecristo (conte dirette, 2010 - 2019). In grassetto, la sessione in cui è stato osservato il maggior numero di animali. a/t: alba o tramonto; indt. Indeterminati; indtI: indeterminati di classe I; indtII: indeterminati totali. Nel 2018 e nel 2019 non è stato possibile effettuare l'ultima sessione, per condizioni meteo-marine avverse.

Ogni anno, i conteggi sono stati ripetuti generalmente per quattro volte in giorni consecutivi, all'alba ed al tramonto, utilizzando ottiche adeguate. I risultati delle quattro sessioni di conta per ciascun anno di indagine dal 2010 in poi sono riportati nella tabella 3.1. La consistenza è stata desunta dalla sessione, fra le quattro, in cui è stato conteggiato il maggior numero di animali. Questa procedura è stata preferita al posto della conta composita (i.e. massimo numero di individui osservati per sesso e classe d'età indipendentemente dalle sessioni) a causa di una grande quantità di individui indeterminati per sesso e/o classe d'età. Per il calcolo dei parametri di popolazione sono stati utilizzati solo gli individui identificati per sesso e classe di età, escludendo quindi gli indeterminati. I dati di base sono relativi alla sessione di conta in cui è stato avvistato il maggior numero di animali ed in corrispondenza della quale solitamente risultano massimi anche il numero di individui per ciascuna classe di età.

L'indice mostra valori minimi in corrispondenza dell'anno in cui è avvenuta l'eradicazione del ratto (2012) e di quello immediatamente successivo, per poi riassetarsi sui livelli degli anni immediatamente precedenti la rimozione del ratto e in seguito aumentare ulteriormente fino al 2018. Nell'ultimo anno di indagine la popolazione pare aver registrato un leggero ridimensionamento, ma è necessario proseguire il monitoraggio per meglio valutarne il trend (Fig. 3.5). Va chiaramente evidenziato come tali valori rappresentino il numero minimo di animali presenti sull'isola; nelle popolazioni di Cervidi, ad esempio, le conte dirette comportano una sottostima pari al 30-40% della popolazione effettiva ed è lecito supporre che a Montecristo la sottostima possa essere anche più elevata, considerati l'ampiezza dei settori di osservazione e la fitta copertura creata dalla macchia in molte zone.

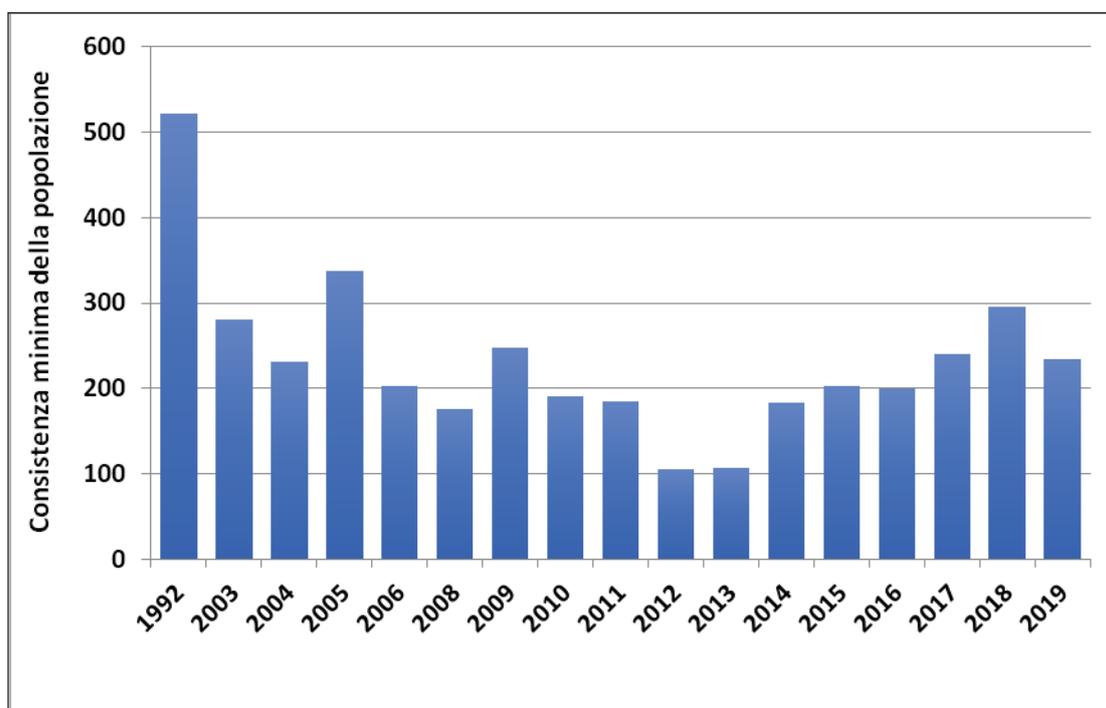


Figura 3.5 Consistenza minima della popolazione di Capra di Montecristo ottenuta tramite conte dirette. Sono stati inclusi per confronto anche i dati relativi alle indagini precedenti il progetto Montecristo 2010 e contenuti in AAVV 2006. Al valore ottenuto del 2012 dalle conte dirette vanno aggiunti i circa 42 individui contenuti nella recinzione di sicurezza e liberati a fine 2012.

Per quanto riguarda la caratterizzazione della popolazione in classi di sesso ed età, si evidenzia quanto segue:

i) Il rapporto sessi, inteso come rapporto F:M e calcolato prendendo in considerazione la sola frazione degli adulti di entrambi i sessi, appare costantemente in favore dei maschi, coerentemente

con quanto si riscontrava fino al 2006, tranne negli anni 2013 – 2014 in cui risulta pressoché bilanciato;

ii) Il rapporto piccoli per femmina, indice sintetico della produttività netta della popolazione in estate (e quindi della sua capacità di incremento) calcolato come rapporto fra il totale dei giovani (classe 0) ed il totale delle femmine adulte (classe II e III), registra il minimo in corrispondenza del 2012, ed appare in netto aumento fino al 2017, per poi riassetarsi sui valori pre-eradicazione (Fig 3.6).

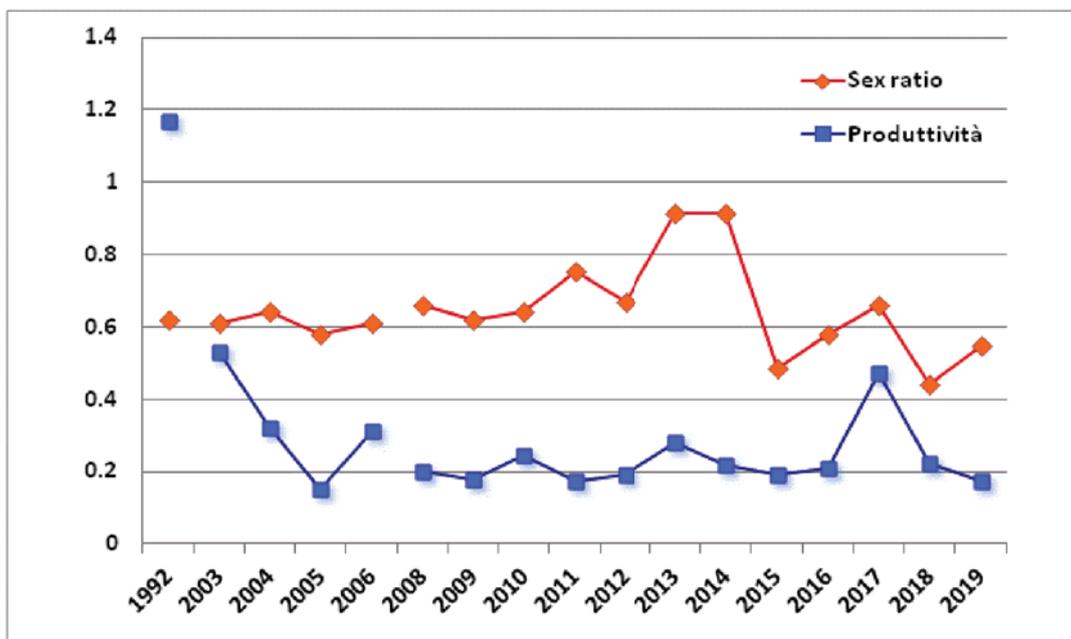


Figura 3.6 Valori di sex-ratio e produttività rilevati nel corso delle conte dirette.

3.5.2 Monitoraggio della popolazione mediante *distance sampling*

Il campionamento mediante *distance sampling* (Buckland et al. 2001; BOX 2) è stato condotto a partire dal 2010 fino al 2017. Considerate le difficoltà di percorrenza legate alla topografia e alla vegetazione dell'isola, la scelta dei percorsi non ha potuto rispettare un criterio di selezione di tipo probabilistico. Malgrado ciò, si ritiene che i percorsi effettuati siano sufficientemente rappresentativi di un contesto ambientale pressoché omogeneo. Sono stati selezionati 4 percorsi, poi aumentati a 5 (Grotta del Santo, Belvedere, Collo Fondo, Cala Mendolina e, dal 2012, Colle dei Lecci, Fig. 3.7) ispezionati negli anni 2010-2017 effettuando un numero di repliche deciso in base ad un campionamento pilota condotto nel 2010. In particolare, nel 2010 è stata realizzata una sola replica per ciascun percorso; a partire dal 2012, il percorso del Belvedere è stato modificato in quanto il primo tratto era stato incluso all'interno del recinto di sicurezza delle capre: è stata dunque esclusa la parte interna alla recinzione e il numero di repliche effettuato per ciascun transetto è salito a due. Non tutti gli anni, tuttavia, le condizioni meteorologiche hanno permesso il completamento di due repliche per tutti i percorsi. I transetti ispezionati coprono un ampio settore nella parte occidentale dell'isola, cui si riferiscono le stime di consistenza. Per i rilievi si è fatto uso di un telemetro e di un gps. L'elaborazione dei dati raccolti è poi stata effettuata tramite GIS e il programma DISTANCE.

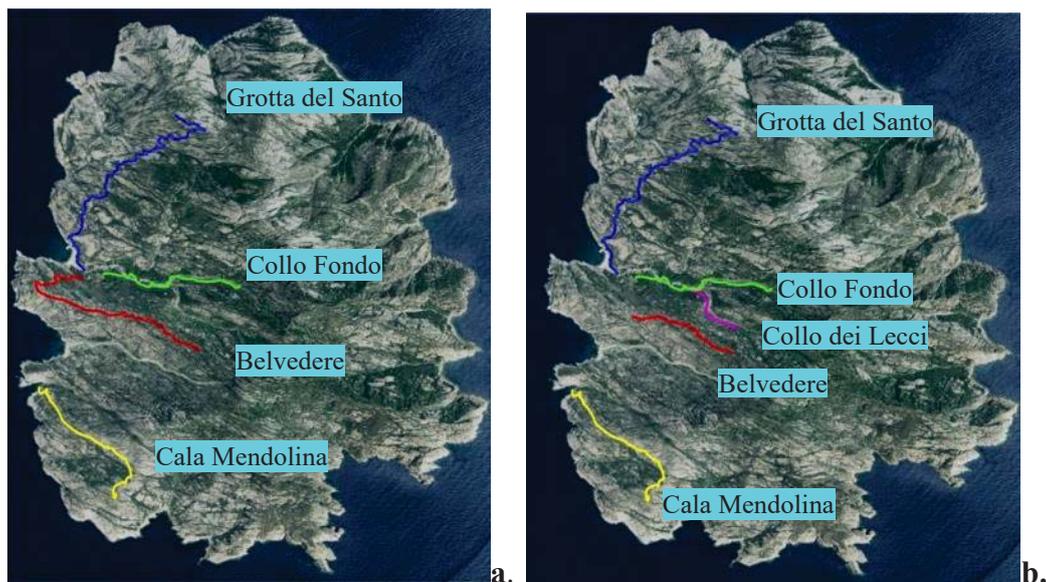


Figura 3.7 Transetti percorsi nel 2010 e 2011 (a) e nel 2012 - 2017 (b) per la stima di popolazione tramite *Distance Sampling*.

Lo sforzo di campionamento complessivo suddiviso per anno è dettagliato in tabella 3.2, dove è riportato anche il numero complessivo di gruppi contattati.

I dati sono stati analizzati utilizzando il programma DISTANCE, versione 6.0, release 2 (Thomas et al. 2010).

I percorsi ispezionati ai fini del *distance sampling* includono percorsi di crinale/fosso, che possono fungere da spartiacque di settori adiacenti e pertanto mostrare una frequentazione differente da parte della popolazione, come peraltro riportato in letteratura, e percorsi lungo la linea di costa, che possono essere ragionevolmente considerate più neutri rispetto ai movimenti degli animali. Al fine di considerare un possibile effetto della localizzazione dei transetti e migliorare quindi la variabilità delle stime, questa è stata inserita nelle analisi (stratificazione: spartiacque – versante).

anno	n. animali	n° gruppi	Km	<i>Encounter rate</i>	N° medio animali/gruppo	ds
2010	206	91	12,58	7,2	2,2	0,78
2011	218	99	20,18	4,9	2,2	0,68
2012	66	33	13,23	2,5	1,6	1,44
2013	192	103	20,61	5	1,8	0,57
2014	290	138	17,40	7,9	2,1	0,14
2015	294	101	14,97	6,7	2,9	0,24
2016	388	207	17,398	11,9	1,9	0,12
2017	405	217	16,185	13,4	1,9	1,11

Tabella 3.2 Sforzo di campionamento (Km) e numero di animali e gruppi contattati complessivamente, rilevati mediante *distance sampling*, suddivisi per anno. È riportato anche il tasso di incontro (riferito ai gruppi) ed il numero medio di animali per gruppo.

Le conte sono state realizzate in tutti gli anni nei mesi di settembre o ottobre. Al fine di rendere più agevole l'interpretazione dei risultati, si sintetizza la cronologia degli eventi che possono aver influito sulle variazioni di consistenza osservate ed in particolare:

- nel mese di dicembre 2011, quarantaquattro capre sono state definitivamente chiuse nel recinto di sicurezza (Vedi BOX 1);
- nel mese di gennaio del 2012 è stata effettuata l'eradicazione del ratto;
- nel mese di dicembre 2012 gli animali sono tornati nuovamente in libertà.

Rispetto alle operazioni di eradicazione del ratto, pertanto, i dati del 2010 e del 2011 sono relativi allo stato ex ante mentre quelli dal 2012 allo stato ex post. Infine, i dati di consistenza del 2013 indicano l'andamento della popolazione residua a partire da circa un anno dall'esposizione della popolazione ircina al principio attivo utilizzato nella eradicazione del ratto e l'effetto della liberazione di 47 soggetti (inclusi i nuovi nati in recinto e al netto dei 5 individui trasferiti al Bioparco) dal recinto di sicurezza.

3.5.2.1 Risultati

Per quanto riguarda i dati dal 2010 al 2013, i gruppi rilevati sono risultati variabili e composti da 1 a 17 individui, con una distanza massima di avvistamento pari a 431 m. La dimensione media dei gruppi non è variata significativamente nel corso degli anni ($F=0,96$, $p=0,41$, test di Levene per l'omogeneità della varianza $p=0,176$), ma nel 2012, anno di minima della popolazione, la variabilità nella dimensione dei gruppi contattati è particolarmente accentuata (Fig. 3.8).

Fino al 2013 non si riscontrano differenze significative nella dimensione dei gruppi rilevata in funzione del percorso (trasformazione logaritmica, $F=2,221$, $p=0,07$) o fra percorsi negli anni ($F=0,953$, $p=0,479$, statistiche descrittive tab. 3.3). Da rilevare che nel percorso di Colle dei Lecci nel 2012 non sono stati avvistati animali e che in almeno una delle tre repliche condotte nel percorso della Grotta del Santo il numero di gruppi contattati è stato pari a 0, in difformità rispetto agli altri anni, dove è stato contattato almeno un gruppo.

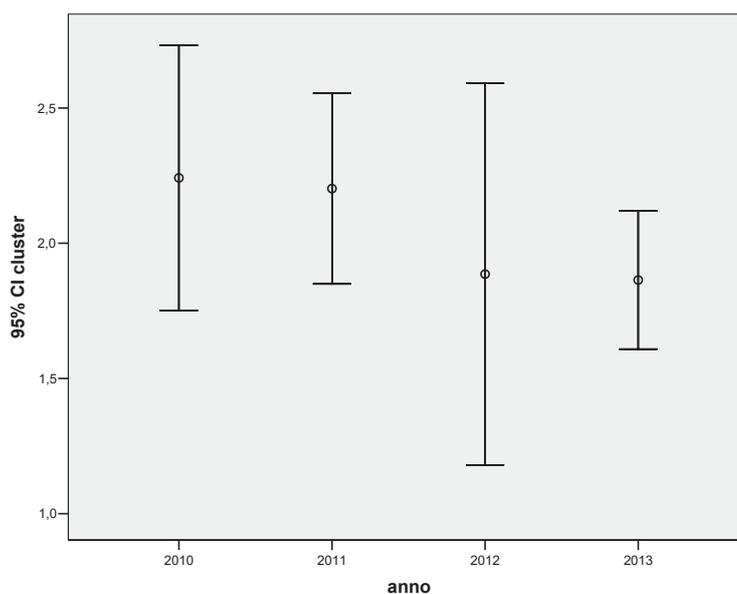


Figura 3.8 Dimensione media dei gruppi contattati per anno (. Le barre rappresentano gli intervalli di confidenza associati alla media.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
	media±ds							
Belvedere	1,88±1,34	2,22±2,07	1,47±0,74	1,74±1,10	1,90±1,23	2,15±1,66	2,00±2,28	1,89±1,15
Collo Fondo	1,86±0,99	2,00±1,32	2,56±1,94	1,54±0,81	1,83±1,34	1,86±1,21	1,41±1,04	1,79±1,30
Grotta del Santo	1,63±0,76	2,10±1,92	0,33±0,58	2,23±1,30	2,39±1,75	3,29±3,55	1,85±1,23	1,58±0,81
Colle dei Lecci			0	1,38±0,74	1,80±1,75	2,90±1,85	1,63±1,35	1,42±0,77
Cala Mendolina	3,46±4,03	2,34±1,71	2,86±3,67	2,18±1,74	2,35±2,01	3,47±2,43	2,23±1,95	2,24±1,76
	Max							
Belvedere	6	8	3	4	6	7	15	7
Collo Fondo	4	5	7	4	6	4	7	6
Grotta del Santo	4	9	0-1	5	7	16	7	4
Colle dei Lecci			0	3	4	7	7	4
Cala Mendolina	17	7	1-11	10	11	12	12	11
	Dimensione del campione							
Belvedere	26	23	15	23	39	27	43	55
Collo Fondo	22	17	9	26	23	7	44	34
Grotta del Santo	19	21	3	13	18	21	34	26
Colle dei Lecci			1	8	10	10	24	36
Cala Mendolina	24	38	7	33	48	36	62	66

Tabella 3.3. Statistiche descrittive della dimensione dei gruppi rilevati per anno e per transetto. Dove diverso da zero, il numero minimo di individui dei gruppi rilevati è 1.

Per quanto riguarda l'analisi dei dati relativi alle annualità 2010 – 2013, l'applicazione dei tre diversi modelli proposti dal software Distance ha dato per ciascun anno considerate stime di consistenza paragonabili e parallelamente valori di AIC (valore mediante il quale si sceglie il miglior modello) solo leggermente differenti e sempre molto minori di due unità, fermo restando una buona adattabilità dei modelli in generale ($\chi^2 - p > 0,15$). Il coefficiente di variazione associato alle stime non è risultato sempre soddisfacente ($CV(\%) > 30\%$); in alcuni casi l'analisi è stata quindi condotta selezionando il miglior modello e operando una stratificazione in funzione della localizzazione dei transetti, che nel 2010 e nel 2013 ha migliorato nettamente la variabilità delle stime. I risultati sono riportati in Tabella 3.4. I modelli del 2010 e del 2013 possono essere considerati soddisfacenti, al contrario di quanto ottenuto sia nel 2011 che nel 2012. Nel corso del 2011, la costruzione del recinto (completata nel mese di settembre) ha probabilmente causato una redistribuzione delle capre nelle aree circostanti al recinto stesso, ancora aperto nel mese di realizzazione delle conte determinando un aumento della contattabilità dei soggetti nelle aree da cui il recinto ha richiamato gli animali e nelle quali è dislocata la maggior parte dei transetti. Questo ha alterato i risultati delle analisi relative al 2011, facendo aumentare in modo artificioso la probabilità di avvistamento lungo i transetti. Va inoltre ricordato che l'estate del 2011 è stata particolarmente siccitosa e che anche questo può aver avuto effetto sulla demografia. Nel 2012, il numero di contatti complessivi scende notevolmente (33) e ben al di sotto del numero di contatti accettabili per una sufficiente modellizzazione delle distanze di avvistamento ed i risultati sono pertanto del tutto insoddisfacenti ($CV: 42\%$), circostanza non insolita nei casi di crash di popolazione (si veda ad es, Focardi et al. 2005). Benché si sia tentato l'aumento dello sforzo di campionamento, situazioni climatiche contingenti hanno limitato l'operatività e non hanno permesso un'adeguata compensazione.

Quello che tuttavia occorre evidenziare è la sostanziale alterazione nella dimensione/distribuzione della popolazione rispetto al 2010, attribuibile sia alla sottrazione dei circa 50 soggetti reclusi in recinto sia alla mortalità indotta dalle operazioni di eradicazione, i cui effetti non sono distinguibili ai fini dell'andamento demografico. Per quanto attiene il 2013, i dati mostrano una certa ripresa della popolazione, come del resto indicato anche dai valori di produttività della popolazione.

	N _{conte dirette}	N	95% IC	CV(%)	effort	Troncatura	Pa	$\chi^2 - p$
2010	191	367	256-526	17	14139	130	0,37	0,51
2011	184	125	60-261	28	20175	210	0,64	0,87
2012	106	65	24-174	42	13344	130	1	0,76
2013	107	249	148-419	24	20610	80	0,5	0,21

Tab. 3.4 Dimensione della popolazione (N) e relativo margine di variabilità (95%CI) ottenuti mediante *Distance Sampling*. 2010 e 2013: modello seminormale con fattore di correzione serie del coseno; 2011 e 2012: modello uniforme con fattore di correzione serie del coseno. Pa: probabilità di avvistamento. $\chi^2 - p$: indica la bontà di adattamento del modello e deve avere valori non significativi ($> 0,15$). Effort: totale m percorsi, cumulato per sessione e percorso. Sono riportati anche i valori di consistenza minima ottenuti mediante le conte dirette.

Per fornire un elemento di valutazione critica dei risultati relativi sia a quanto ottenuto con *distance sampling* sia con le conte dirette, può essere utile considerare anche il numero di animali marcati avvistati durante la raccolta dei dati. Nel 2013, durante le conte dirette nella miglior sessione di avvistamento, è stato avvistato solo il 34% dei soggetti marcati, sicuramente vivi nel mese di settembre 2012 poiché avvistati nei mesi successivi, e pertanto contattabili durante le osservazioni. Durante la raccolta dei dati per l'applicazione del *distance sampling*, tale percentuale sale a 61%.

Per quanto riguarda i dati del *distance sampling* relativi agli anni dal 2014 al 2017, l'incremento del numero di gruppi ha determinato una serie di criticità nell'analisi dei dati, crescenti negli anni considerati, legate prevalentemente ad un eccessivo avvistamento di gruppi sul o vicinissimo al transetto. Questo ha reso difficoltosa la modellizzazione della *detection function*, sensibile a questo tipo di *bias*. Per ovviare a tale inconveniente, si è effettuata una troncatura a sinistra, eliminando le osservazioni entro i 10 metri dal transetto e stimando la *detection function* sulla base dei dati rimanenti, ma in alcuni anni il problema rimane e richiede un maggior approfondimento. L'accumulo di osservazioni sul transetto è probabilmente legato all'ampia visibilità di gran parte dei percorsi fin dall'inizio della percorrenza, così che vengono avvistati anche gruppi lontani per i quali la misurazione della distanza potrebbe risultare imprecisa. Inoltre, la particolare conformazione di alcuni percorsi (Lecci, Fondo Belvedere) che si snodano lungo direttive topografiche ben precise (fosso, crinale) potrebbe condizionare la visibilità degli animali lungo il percorso. Non è infine da escludere che gli animali usino preferenzialmente i medesimi transetti come vie di spostamento. Tutte queste circostanze devono essere appurate, anche sulla base dei dati disponibili, affinché siano utili per ricalibrare il campionamento stesso negli anni futuri.

Più in generale, l'inserimento di covariate (ad esempio alba e tramonto, sesso degli animali avvistati etc.) ed il *pooling* dei dati negli anni potrebbe migliorare la stima della *detection function* e quindi la stima della popolazione, purché sia risolta la problematica sopra evidenziata.

I risultati sopra esposti scaturiscono da un'analisi di minima dei dati disponibili ed è invece possibile adottare molte altre strategie analitiche.

Tuttavia i risultati a disposizione consentono di elaborare alcune considerazioni circa la condizione *ex ante* ed *ex post* della popolazione ircina rispetto alle attività di eradicazione del ratto e l'effettiva efficacia del recinto di sicurezza, nell'ambito degli obiettivi del progetto.

I dati di monitoraggio mostrano che per effetto della derattizzazione la popolazione ha subito una riduzione pari al 32% (44% nelle conte dirette, confronto 2010-2013) degli effettivi stimati nel 2010. L'andamento della popolazione mostra anche che la stessa si è ripresa dalla fase di minima nel 2012 in tempi piuttosto rapidi, sicuramente anche grazie all'effetto del recinto di sicurezza, dal quale sono stati rilasciati soggetti in ottime condizioni fisiche che si sono riprodotti nel recinto stesso. In assenza del recinto di sicurezza, misura precauzionale adottata per preservare la popolazione stessa, il calo sarebbe stato certamente più drastico e la ripresa più lenta.

Interessante notare che l'indice ricavato dalle conte dirette coglie la flessione della popolazione ma non risente del rilascio dei 47 soggetti avvenuto alla fine del 2012.

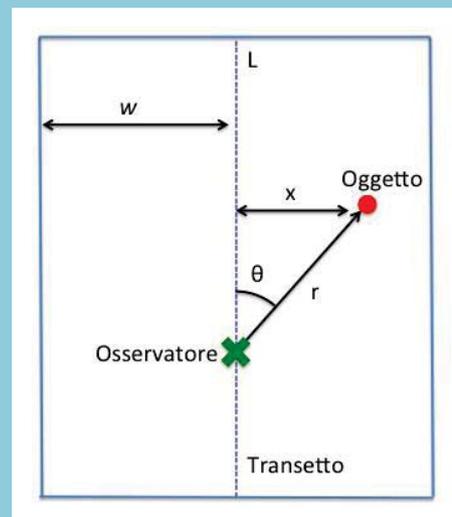
BOX 2. Il *distance sampling*

Il *distance sampling* è un gruppo ampiamente utilizzato di metodologie impiegate per stimare la densità e/o l'abbondanza di una popolazione in una determinata area. In questo metodo di campionamento, i dati raccolti sono rappresentati dalle distanze degli oggetti rilevati da transetti lineari o punti di rilevamento posizionati casualmente all'interno dell'area di indagine. Gli oggetti sono in genere animali o gruppi di animali (denominati cluster), ma possono essere anche piante oppure ancora tracce o segni di presenza (canti degli uccelli, tane, nidi ecc.).

La forma più ampiamente utilizzata di *distance sampling* è il campionamento lungo transetti lineari, distribuiti casualmente o sistematicamente entro l'area di indagine. Un osservatore percorre i transetti e registra ogni oggetto osservato entro una determinata distanza w dal transetto, rilevandone la distanza dall'osservatore (r), nonché l'angolo di rilevamento rispetto alla linea di transito (θ). La distanza dell'oggetto dal transetto può quindi essere calcolata come $x = r \cdot \sin(\theta)$. La distribuzione delle distanze degli oggetti dal transetto viene utilizzata per stimare una "funzione di rilevamento" che descrive la probabilità di rilevare un oggetto a una determinata distanza dal transetto stesso. Questa funzione consente di stimare la probabilità media P di rilevare un oggetto che si trova entro una distanza w dal transetto. La densità degli oggetti può quindi essere stimata come $D = n / (P \cdot a)$, dove n è il numero di oggetti rilevati e a è la dimensione della regione coperta (lunghezza totale del transetto moltiplicata per $2w$). In sintesi, la modellazione del modo in cui la rilevabilità diminuisce con l'aumentare della distanza dal transetto consente di stimare il numero totale di oggetti nell'area di interesse, in base al numero di oggetti effettivamente osservato. Poiché il *distance sampling* è un metodo di rilevamento relativamente complesso, l'affidabilità dei risultati del modello dipende dal soddisfacimento di una serie di assunti di base, sebbene recenti sviluppi di questa metodologia ne consentano in taluni casi il rilassamento:

- 1) tutti gli oggetti presenti sul transetto vengono rilevati; si prevede quindi che la probabilità complessiva di rilevamento sia 1 sul transetto o punto di osservazione e che diminuisca con l'aumentare della distanza dalla linea.
- 2) Gli oggetti vengono rilevati nella loro posizione iniziale. Concettualmente, il *distance sampling* si prefigge di rilevare un'istantanea della distribuzione degli oggetti nel territorio. Movimenti spontanei degli oggetti rilevati non rappresentano in genere un problema, mentre i movimenti effettuati in risposta alla presenza dell'osservatore prima del loro rilevamento sono problematici in quanto si assume che gli oggetti siano distribuiti indipendentemente dalla posizione dei transetti;
- 3) Le misure rilevate (distanza ed angolo di osservazione) devono essere esatte. Risulta quindi molto utile dotarsi di strumentazioni quali telemetri che garantiscano misurazioni quanto più possibile accurate.

Un'approfondita ed esaustiva descrizione della metodologia del *distance sampling* è contenuta in Buckland *et al.* (2001).



3.6 Conclusioni

Le principali considerazioni che è possibile trarre dalla serie di dati disponibile possono essere riassunte come segue:

1. Nella prima metà del 2000, la popolazione ircina appare quasi dimezzata rispetto al 1992;
2. Nel corso del 2000 la popolazione va incontro ad oscillazioni della sua consistenza;
3. Fra il 2010 ed il 2011 la popolazione appare in calo;
4. Nel 2012, anno in cui è stata effettuata l'eradicazione del ratto, la popolazione mostra un netto declino: la stima ottenuta mediante *distance sampling* è piuttosto imprecisa a causa della scarsità dei contatti ottenuti durante il campionamento;
5. Negli anni successivi al 2012, la popolazione appare in netto aumento e raggiunge nel 2018 valori (MNA) prossimi a quanto registrato nei primi anni 2000;
6. La sottostima (MNA vs *distance sampling*) varia fra il 40 ed il 50% (viene contato il 60 - 50% della popolazione rispettivamente);

L'andamento della popolazione mostra una certa instabilità, tipica delle popolazioni di ungulati insulari, e suggerisce l'esistenza di meccanismi di controllo densità-dipendenti e stocastici (dovuti prevalentemente a variazioni climatiche). Ciò che occorre evidenziare è che la mortalità legata alle attività di eradicazione del ratto (pur in presenza di azioni di mitigazione che hanno avuto un'importanza cruciale) ha determinato un calo della popolazione ed un rilassamento dei meccanismi densità dipendenza che ne hanno consentito un aumento.

I meccanismi demografici alla base della fluttuazione delle popolazioni sono basati sulla capacità portante dell'ambiente, cui ogni popolazione tende naturalmente. La crescita numerica della popolazione dipende principalmente da due fattori: numero di riproduttori presenti e differenza tra consistenza della popolazione e capacità portante. La crescita della popolazione sarà massima quando il numero delle capre è circa metà della capacità portante dell'isola; in tale situazione il potenziale incremento numerico degli animali è così elevato che risulta difficilmente contrastabile da operazioni di controllo numerico degli animali. Efficaci operazioni di controllo nella fase di espansione demografica dovrebbero annullare la crescita potenziale nonché diminuire la consistenza della popolazione in modo continuo nel tempo: entità e durata delle operazioni di controllo risulterebbero di difficile sostenibilità e fattibilità in questa fase, tenendo conto delle difficoltà logistiche ed operative determinate dalla localizzazione e dalla morfologia di Montecristo. Infine, si deve sottolineare come l'efficacia di tali operazioni sia ulteriormente condizionata dalla contattabilità dei singoli individui che influenza sia le stime numeriche sia l'efficacia delle operazioni di controllo.

3.7 Movimenti ed uso dello spazio

Nell'ambito del progetto Life Montecristo2010, i dati telemetrici ottenuti tramite l'apposizione di radiocollari ad alcuni individui di capra tra quelli detenuti all'interno della recinzione di sicurezza (vedi BOX n.1) sono stati ritenuti utili a valutare le possibili ricadute dell'eradicazione del ratto sulla popolazione, come rilevato da parametri quali la sopravvivenza post rilascio e gli effetti della detenzione in recinto, ponendo particolare attenzione a verificare sia il rimescolamento degli animali nella fase post rilascio sia l'assenza di effetti legati alla variazione nella qualità e nella disponibilità delle risorse trofiche. Di seguito sono dunque riportati i risultati preliminari relativi ai 9 individui per i quali si dispone dell'intero set di dati che ricopre l'arco di circa 16 mesi (da dicembre 2012 a inizio-metà aprile 2014).

Dall'analisi dei dati è stato possibile osservare come gli animali, sin dai primi giorni successivi al rilascio, abbiano subito occupato le aree che in seguito hanno continuato a frequentare più intensamente per tutto il periodo indagato. Tali aree corrispondono verosimilmente ai siti occupati

prima della detenzione in recinto. Questo vale in particolar modo per le femmine: dall'analisi effettuata emerge che le *core areas* occupate dai singoli individui nel trimestre immediatamente successivo al rilascio (dicembre 2012 – febbraio 2013), ottenute tramite Kernel al 50% (Dahl 2005, Elmeros et al. 2005), corrispondono in maniera sostanziale alle *core areas* occupate nello stesso trimestre dell'anno successivo (fig. 3.9), ad eccezione di quanto avviene per F45 (fig. 5.20b), che tuttavia ha continuato a frequentare la medesima cala.

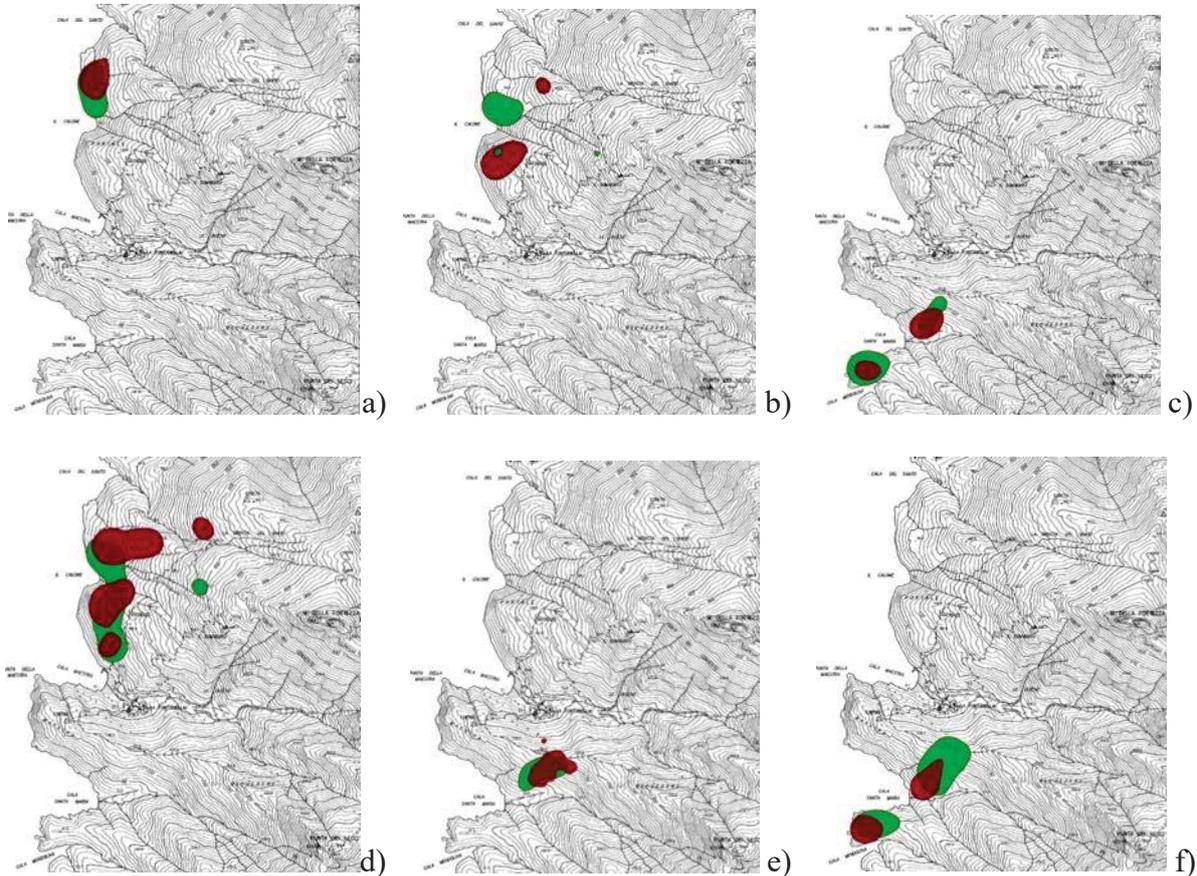


Figura 3.9 Core areas relative al periodo dicembre 2012 – febbraio 2013 (in verde) e dicembre 2013 – febbraio 2014 (in rosso) delle femmine radiomarcate F43 (a), F45 (b), F50 (c), F52 (d), F53(e) ed F54 (f).

Queste aree sono inoltre pressoché le medesime occupate in corrispondenza del periodo di gestazione (febbraio – aprile) sia nel 2013 che nel 2014, periodo durante il quale le femmine per far fronte alle accresciute richieste energetiche tendono ad occupare territori con maggiore disponibilità alimentare. È verosimile dunque ipotizzare che le femmine, immediatamente dopo la loro liberazione, abbiano da subito occupato le aree che poi hanno continuato a frequentare per tutto il periodo in esame: considerando l'intero periodo di dati disponibile per gli individui di sesso femminile e analizzando gli *home range* tramite il metodo del Minimo Poligono Convesso al 95% (Harris et al. 1990), si può affermare che le femmine abbiano occupato territori relativamente circoscritti situati nella porzione occidentale dell'isola (Fig. 3.10).

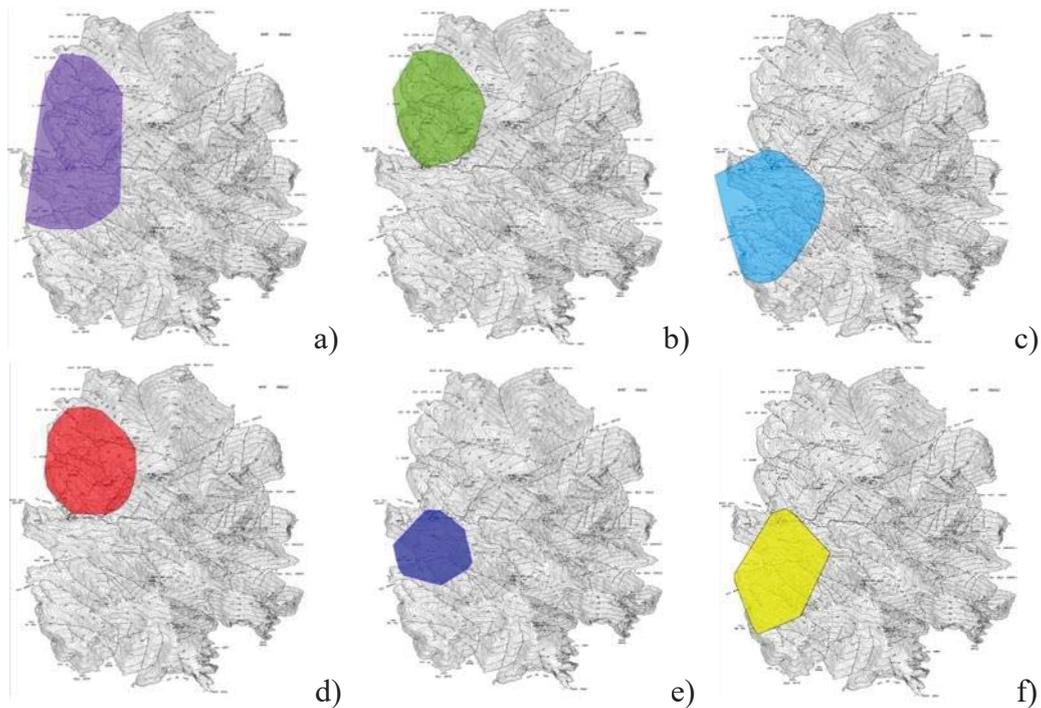


Figura 3.10 *Home ranges* ottenuti tramite MPC 95% delle femmine radiomarcate F43 (a), F45 (b), F50 (c), F52 (d), F53(e) ed F54 (f) includendo tutti i dati del periodo dicembre 2012 – aprile 2014. Il MPC offre una stima di massima dell'*home range* ed è piuttosto rigido, unendo tutte le localizzazioni esterne per tracciare i confini dell'area vitale (nel caso quindi di punti situati su due versanti di una cala, include anche aree che ricadono in mare). Benché siano stati rimossi gli *outliers*, i risultati mostrano comunque l'area di utilizzo massima.

Per quanto riguarda gli individui di sesso maschile, sebbene dalle localizzazioni ottenute emerga ancora una volta come le aree maggiormente frequentate siano localizzate nella porzione occidentale dell'isola, gli *home ranges* ottenuti tramite Minimo Poligono Convesso al 95% (fig. 3.11) risultano di dimensioni notevolmente maggiori (tab. 3.5), evidenziando come gli animali tendano ad effettuare spostamenti più consistenti, specialmente in corrispondenza del periodo estivo e degli accoppiamenti (settembre – novembre, fig. 3.12), dato confermato dal fatto che in più occasioni dalla postazione del Belvedere non sia stato possibile rilevare mediante radio ricevente due maschi (M26 ed M33), in quanto verosimilmente si erano spinti nella parte opposta dell'isola.

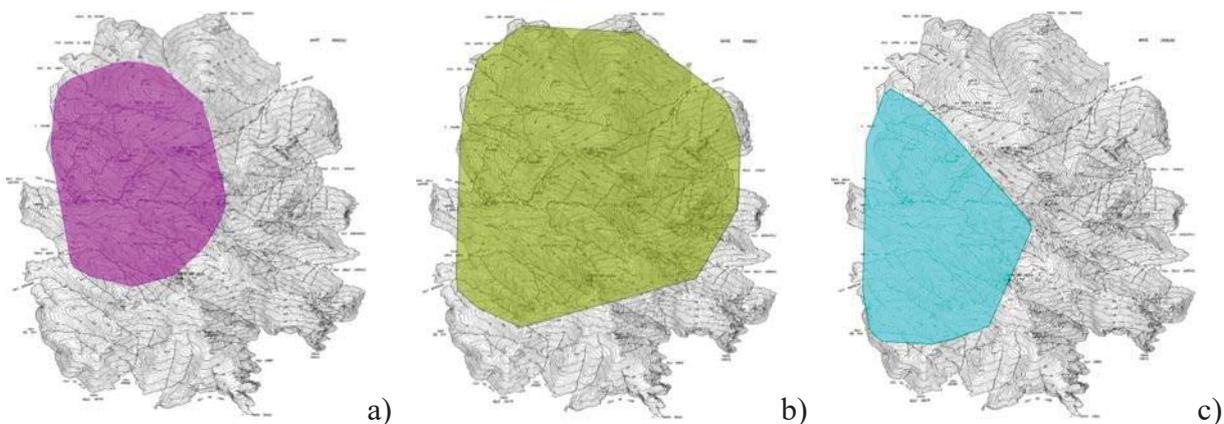


Figura 3.11 *Home ranges* ottenuti tramite MPC 95% dei maschi radiomarcati M26 (a), M33 (b), M35 (c) includendo tutti i dati del periodo dicembre 2012 – aprile 2014.

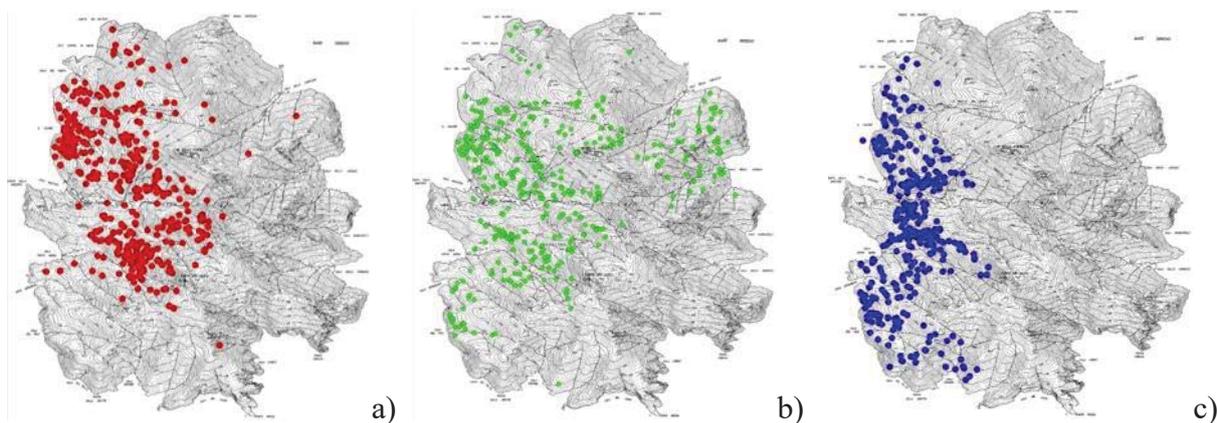


Figura 3.12 Fixes dei maschi radiomarcati M26 (a), M33 (b), M35 (c) relativi al periodo settembre – novembre 2013.

Id	N. Fix	Area
F43	1763	2,118 Km ²
F45	1713	1,226 Km ²
F50	1712	1,597 Km ²
F52	1763	1,276 Km ²
F53	1263	0,695 Km ²
F54	1397	1,182 Km ²
M26	1835	3,312 Km ²
M33	1910	7,340 Km ²
M35	1833	3,171 Km ²

Tab. 3.5 Dimensione degli *home ranges* degli individui radiomarcati, calcolata tramite MPC 95%, e numero di fixes utilizzati per il suo calcolo.

Dai dati ottenuti da tutti gli individui radiomarcati, è dunque lecito supporre che gli animali catturati in recinto fossero individui frequentanti la porzione occidentale dell'isola ed in particolare il settore compreso tra Cala del Santo e Cala del Fico. Nel periodo immediatamente successivo alla loro liberazione, hanno raggiunto territori che hanno continuato a frequentare per tutto il periodo in esame.

I dati presentati sono i primi disponibili, ed al momento gli unici, relativi all'uso dello spazio operato dalla Capra di Montecristo ed hanno evidenziato che i maschi occupano aree maggiori rispetto alle femmine e sono più mobili mentre queste ultime risultano maggiormente legate a settori relativamente più circoscritti dell'isola, specialmente in periodo riproduttivo.

4. LO STATO DELLA VEGETAZIONE E DEGLI IMPATTI

Nel corso del progetto RESTO CON LIFE il Dipartimento di Biologia dell'Università di Firenze ha condotto un monitoraggio degli impatti della popolazione di capre sulla vegetazione dell'Isola di Montecristo. Il monitoraggio ha avuto lo scopo di cercare di definire il livello di impatto generato dalla popolazione di capre sulla vegetazione e sul suolo e tentare di individuare una relazione tra densità (o carico) di capre e stato di queste componenti. Tale relazione, indicando una numerosità accettabile della popolazione di capre, poteva fornire indicazioni utili alla redazione del presente piano di gestione. Nel corso delle campagne di rilievo svoltesi nelle primavere 2016, 2017 e 2018 (cui si aggiunge una prima indagine preliminare effettuata nell'ottobre 2015), si è dunque cercato di variare il disegno di campionamento in modo da cercare un metodo efficiente nello descrivere la relazione di cui sopra. I paragrafi successivi illustrano metodi e risultati delle tre campagne di monitoraggio.

4.1 Monitoraggio tarato su *distance sampling* - campagna 2016

Si è scelto di utilizzare un campionamento di tipo stratificato su diversi livelli di densità rilevata della capra. L'area di studio presa in considerazione corrisponde alla porzione Nord-Ovest dell'isola, che corrisponde a una delle aree interessata da precedenti indagini condotte da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) sulla densità delle capre. In collaborazione con ISPRA sono stati dunque definiti degli strati con diverse aree di distribuzione d'uso (Utilization Distribution – UD) di *Capra hircus*, presumibilmente corrispondenti a differenti livelli di brucatura. La distribuzione degli individui e tali livelli esprimono la quantità di individui di *Capra hircus* che sfruttano le diverse aree, e sono stati utilizzati nel formare una carta per i campionamenti della vegetazione. Le aree di maggior uso da parte degli animali sono state definite mediante lo stimatore Kernel (95 e 50% UD, LSCV, fixed Kernel) utilizzando le localizzazioni dei gruppi rilevate durante i campionamenti utili per l'applicazione del *distance sampling* (Thomas *et al.*, 2010). Lo stimatore di Kernel viene comunemente utilizzato per definire gli *home range* individuali, a partire da dati di posizione rilevati mediante tecnologia VHF o GPS, secondo un preciso schema di campionamento. E' stato applicato un Kernel fisso (identica funzione per tutti i punti) ed un fattore di smussamento (h) che minimizza i minimi quadrati (LSCV *least square cross validation*). Le aree al 95% ed al 50% includono il 95% ed il 50% rispettivamente del volume di distribuzione d'uso. L'area al 50% dovrebbe includere le aree maggiormente interessate dall'uso da parte dei gruppi rilevati. La sovrapposizione delle aree relative a più anni successivi evidenziano sia le aree costantemente utilizzate dagli animali negli anni che quelle nell'ambito delle quali è atteso un impatto più evidente.

Le localizzazioni degli individui sono ovviamente condizionate dal periodo di rilevamento (alba e tramonto) e non sono paragonabili ai dati necessari per la stima dell'*home range*, che quindi non descrivono. Dette localizzazioni rappresentano la concentrazione degli esemplari rilevati, durante la fase di alimentazione.

I Kernel utilizzati riguardano i dati di anni precedenti, dal 2010 al 2014, eccetto il 2012 ove il numero di gruppi di capre avvistato è stato bassissimo, quindi non è stato possibile calcolarne l'UD. Ne consegue la seguente suddivisione dell'area di studio in tre livelli di densità della capra. In base alle aree kernel, sono state individuate delle aree a densità (prevista) di capre, su cui si basa la stratificazione del disegno di campionamento. Ai due strati si aggiunge un controllo, effettuato nel recinto nella zona del belvedere, nel recinto da cui le capre sono escluse. Il risultante disegno di campionamento è quindi costituito da tre strati:

- CONTROLLO: aree del recinto, escluse dalla presenza di capre, rappresentano il controllo con brucatura assente;
- INTERMEDIO: aree con kernel al 95% (escluse quelle con kernel al 55%), che teoricamente rappresentano le aree a media densità di presenza;
- ALTA: aree con kernel al 50%, che rappresentano le aree ad alta intensità di presenza della capra.

All'interno di ogni strato relativo al livello di brucatura sono stati selezionati in maniera random 10 punti di rilevamento per strato, per un totale di 30 punti (Fig. 4.1).

Vista la ipotizzabile non omogenea distribuzione delle brucature è stato applicato un metodo di campionamento definito SACS, *Strip Adaptive Cluster Sampling* (Thompson, 1991) che risulta essere più performante nei casi di distribuzioni clusterizzate, come la nostra, rispetto ad altri tipi di campionamento. Il SACS è basato su due livelli di campionamento. Il primo nel nostro caso è rappresentato da 30 unità di campionamento primarie rappresentate ciascuna da un transetto lungo 10 metri e largo 2 metri. Il transetto si sviluppava in direzione Nord-Sud e aveva come punto centrale il punto precedentemente selezionato. Nel caso nel transetto sia registrato un evento di brucatura si procede a rilevare anche altri due transetti paralleli al primo (distanti da esso 5m a sinistra e a destra rispettivamente), con un'uguale area di 20 metri quadri. I due transetti paralleli, per

ogni punto di campionamento in cui sono state rilevate brucature, sono stati denominati con lo stesso numero identificativo del transetto originale, seguiti da una lettera che permette di distinguere i tre diversi transetti facenti parte dello stesso Cluster.

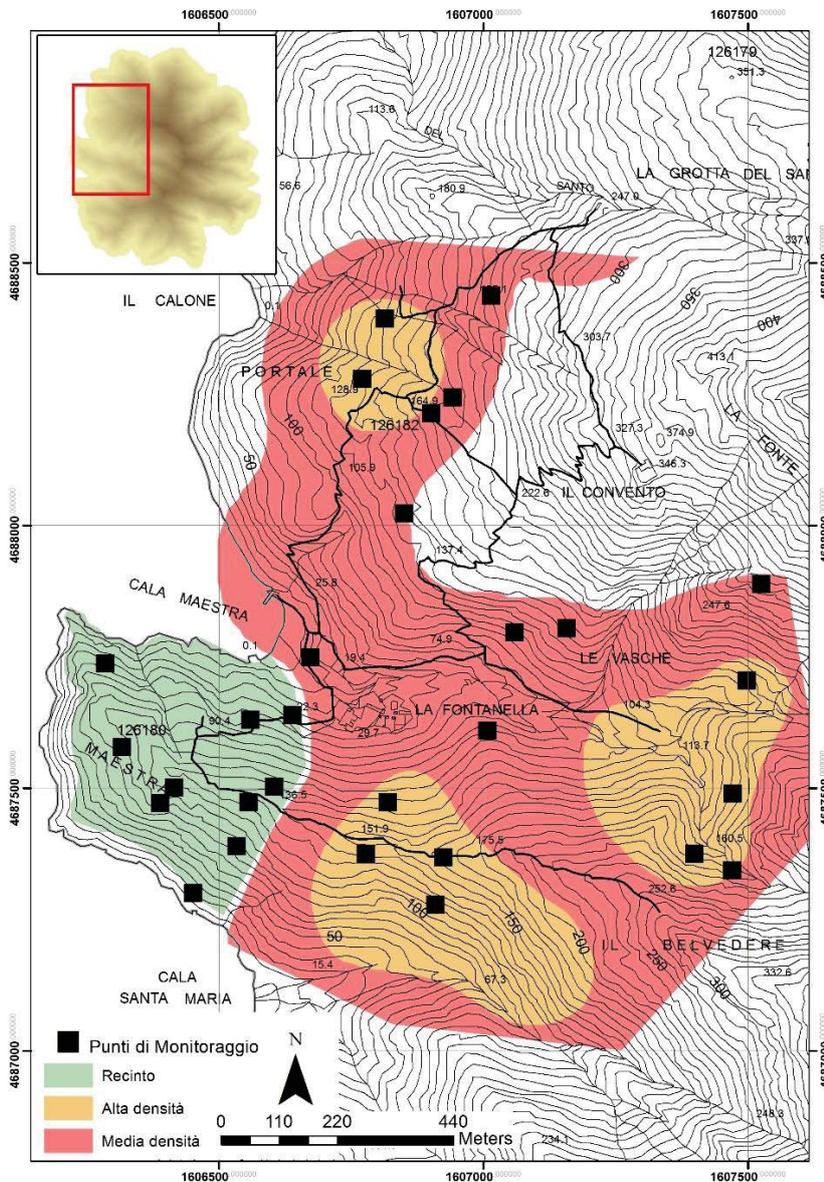


Figura 4.1 Area di studio Montecristo per il monitoraggio degli impatti della capra su suolo e vegetazione; sono indicati i 30 punti principali di campionamento e le aree a diversa intensità di presenza stimata delle capre.

In ogni transetto sono stati raccolti i dati relativi alla copertura di strato arbustivo, strato erbaceo, roccia e suolo nudo, ovvero suolo non caratterizzato da roccia o non coperto da vegetazione.

Per quanto riguarda lo stato del suolo sono state raccolte due tipi di informazioni: è stata fatta una valutazione dello stato del suolo relativo allo stato di erosione, utilizzando una scala discreta con tre valori così definita:

- 1: suolo ben conservato (presente un buon strato erbaceo con alto livello di ricchezza specifica), accumulo di materiale vegetale e lettiera;
- 2: suolo poco conservato e in via di erosione (presente uno strato erboso discontinuo);
- 3: suolo degradato ed eroso (suolo nudo, presenza di piante secche).

Inoltre, ad ogni metro del transetto è stata registrata la profondità del suolo (in cm) inserendo un metro a stecca nel terreno fino a toccare la roccia sottostante.

Per quanto riguarda gli effetti sulla vegetazione sono state raccolte informazioni sulla presenza e quantità di danni da brucatura sugli arbusti. La quantificazione dell'entità del danno è stata effettuata utilizzando la scala seguente:

- 0: pianta incolume
- 1: individuo lievemente danneggiato ovvero presenza di una sola brucatura.
- 2: individuo mediamente degradato; più brucature.
- 3: individuo molto degradato; pianta molto danneggiata da innumerevoli brucature.

Il valore è stato rilevato su tutti gli arbusti tangenti la linea mediana centrale del transetto. Gli arbusti già morti all'interno dell'area di studio, indipendentemente dalla causa, sono stati contati comunque e classificati come secchi.

Le variabili prese successivamente in considerazione per le analisi dei dati sono le seguenti:

- **Qualità suolo**; qualità del suolo espressa attraverso una scala ordinale: (1 ben conservato, 2 degradato, 3 molto degradato, come sopra descritto).
- **Media profondità suolo**; media delle 10 misure di profondità del suolo (in cm) rilevate per ogni transetto.
- **Proporzione individui brucati totale**; proporzione di individui che presentano segni brucatura da parte della capra sul totale di individui del transetto.
- **Media individui brucati totale**; media del valore di brucatura su ogni individuo del transetto. Descrive l'intensità del danno, secondo la scala precedentemente descritta.
- **Pellet Group**; descrittore della presenza di capre espresso tramite il conteggio dei *pellet group* rinvenuti nel transetto;
- **Livello brucatura**; suddivisione dell'area di studio (e quindi dei transetti) nei tre livelli di densità della capra come da carta dell'ISPRA, espresso tramite una scala ordinale: (1 Recinto/Controllato, 2 Intermedio, 3 Alta densità)

Al fine di valutare l'impatto della capra su Montecristo sono state condotte due principali tipi di analisi. Per ottenere informazioni su quanto il pascolamento delle capre possa influire sul suolo e sulla flora dell'area di studio dell'isola sono state studiate, mediante ANOVA, le differenze riscontrate su diverse variabili osservate, in funzione del livello di brucatura. Per quanto riguarda lo stato del suolo si è studiato la profondità media e la differenza di qualità, in funzione del livello di brucatura. Per esaminare l'effettiva presenza differenziale di capre nelle tre diverse aree di brucatura si è osservata la quantità di pellet group ritrovati all'interno di ognuno dei transetti monitorati. Per quanto riguarda le specie vegetali si è studiato la proporzione di individui caratterizzati dalla presenza di brucatura e l'intensità del danno classificata a seconda della quantità di brucature inflitte alla pianta.

Infine si è cercata una eventuale correlazione tra variabili che descrivono l'impatto delle capre sull'ecosistema (i.e. Media individui brucati, Proporzione individui brucati e Qualità suolo) in funzione dell'unico descrittore della presenza di capre misurato in campagna (i.e. la variabile *pellet group*) e dunque non presupposti a priori.

Nel recinto non sono state rilevate brucature evidenti nei transetti analizzati. Per cui il campionamento di suolo e vegetazione è avvenuto solo sui 10 transetti primari. All'esterno del recinto invece solo in due casi (entrambi nel livello a densità intermedia) non sono stati rilevati eventi di brucatura, mentre in tutti gli altri casi si è proceduto all'analisi di un cluster di transetti. Si è dunque proceduto al monitoraggio di 66 transetti, 10 nel recinto, 26 nell'area a intensità intermedia e 30 nell'area intensità alta.

Le analisi relative all'effetto del pascolamento delle capre sul suolo e sulla flora dell'area di studio dell'isola mostrano che Qualità del suolo, Proporzione individui brucati TOT, Media individui brucati TOT e numero di Pellet Group rinvenuti variano in maniera significativa a seconda del livello di brucatura, mentre la media di profondità del suolo non presenta variazioni significative tra i livelli di brucatura (Tab. 4.1).

Tabella 4.1 Tabella ANOVA per le differenze delle diverse variabili in funzione dei tre livelli di brucatura. In grassetto i valori che indicano significatività statistica delle differenze nei tre livelli di brucatura.

Variabile di risposta	Sum Sq	Mean sq	Num DF	DenD F	F.valu e	Pr(>F)
Qualità suolo	4,87	2,43	2	29,92	9,14	<0,001
Media profondità suolo	7,65	3,82	2	31,80	0,34	0,7097
Proporzione individui brucati TOT	1,52	0,76	2	27,18	13,83	<0,001
Media individui brucati TOT	5,66	2,83	2	28,22	9,88	<0,001
Pellet group	144,51	72,25	2	31,15	11,87	<0,001

Per quanto riguarda le variabili con differenze significative, occorre però notare che non ci sono mai differenze significative tra i due livelli intermedio e di alta densità di presenza delle capre (Figure 4.2 – 4.5). In particolare si può notare nella figura 4.2 che per quanto riguarda la qualità suolo è presente una differenza statisticamente molto significativa tra l'area riguardante il recinto e i plot nei due livelli di densità di capre. Dai grafici nelle figure 4.3-4.4 si nota l'assenza, all'interno del recinto, di individui che hanno subito brucature da parte delle capre, mentre non ci sono differenze statisticamente significative nel numero di individui brucati rilevati e per quanto riguarda l'intensità del danno dato dalla brucatura nei livelli medio e alto. La figura 4.5 mostra come non ci siano differenze statisticamente significative nel numero dei pellet group rilevati tra i livelli intermedio e di alta densità di capre, la differenza è invece statisticamente significativa fra il recinto e gli altri due livelli.

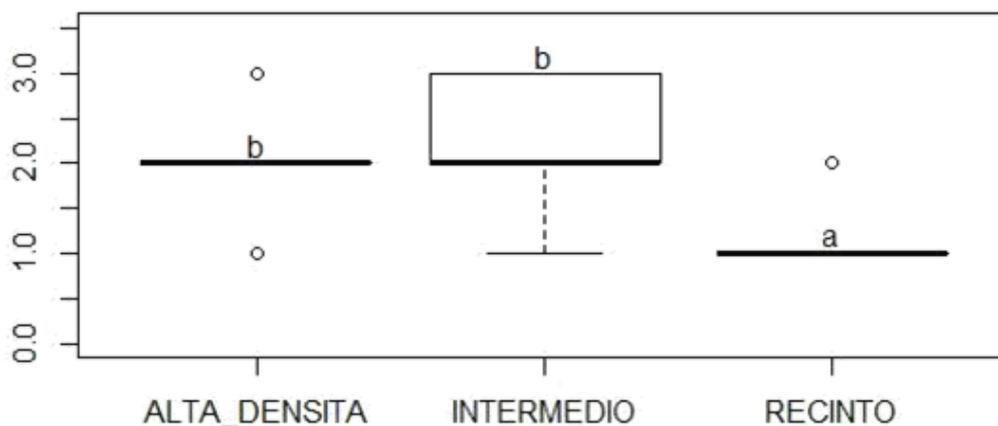


Figura 4.2 Variazione della Qualità dei suoli in funzione dei tre livelli di densità di capre. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo un test del postHoc.

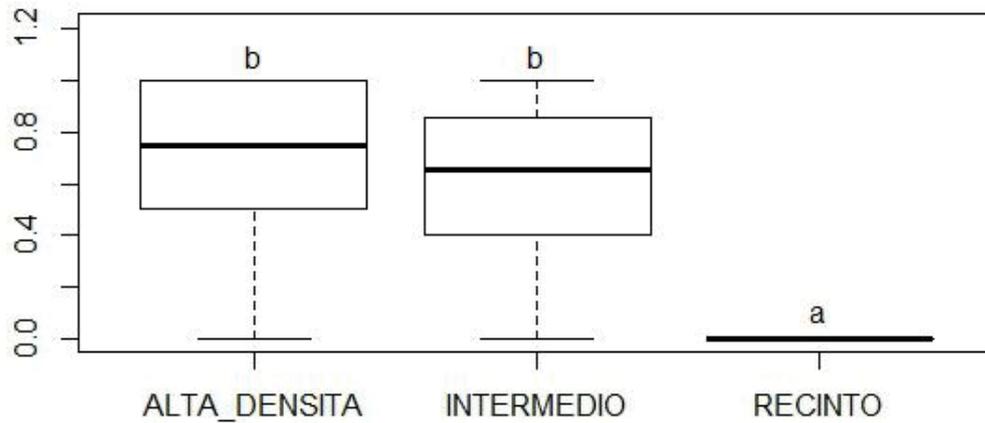


Figura 4.3 Variazione della Proporzione di Individui Brucati Totale in funzione dei tre livelli di densità di capre. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo un test del postHoc.

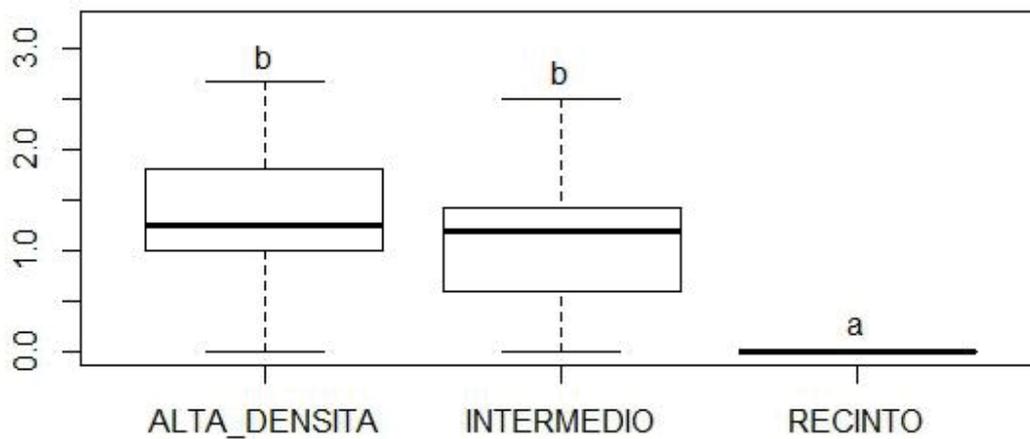


Figura 4.4 Variazione della Media Brucatura Totale in funzione dei tre livelli di densità di capre. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo un test del postHoc.

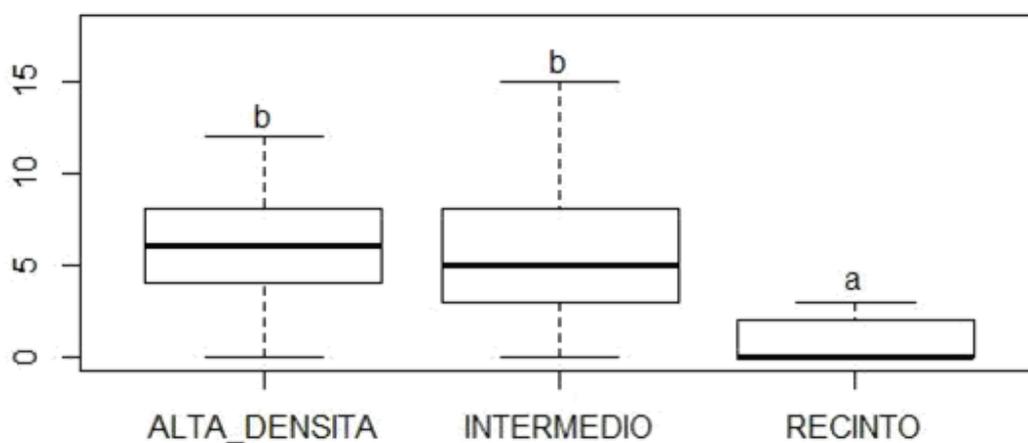


Figura 4.5 Variazione della quantità di *Pellet group* ritrovati in funzione dei tre livelli di densità di capre. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo un test del postHoc.

L'analisi delle correlazioni tra variabili che descrivono l'impatto delle capre sull'ecosistema e pellet group mostrano che si ritrova una correlazione sempre significativa tra Media individui brucati TOT, Proporzione individui brucati TOT e Qualità suolo con il descrittore della presenza di capre. Non c'è invece significatività nelle relazioni tra stato di qualità del suolo e impatto sulle vegetazione (Tab. 4.2).

Tabella 4.2 Tabella ANOVA per la significatività delle regressioni lineari tra variabili. In grassetto i valori che indicano significatività statistica delle differenze nei tre livelli di brucatura.

Variabile di riposta	Variabile descrittiva	Sum Sq	Num DF	DenD F	F.value	Pr(>F)
Proporzione individui brucati TOT	Pellet group	0,64	1	59,78	8,82	0,004
Media individui brucati TOT		1,58	1	59,94	4,53	0,037
Qualità suolo		3,73	1	59,95	10,27	0,002

I grafici nelle figure 4.6 e 4.7 mostrano la correlazione positiva (e significativa) tra proporzione di individui brucati e l'intensità del danno da brucatura e quantità di pellet group di capra ritrovati. In generale dove sono presenti più pellet, il danno recato alle specie vegetali risulta maggiore.

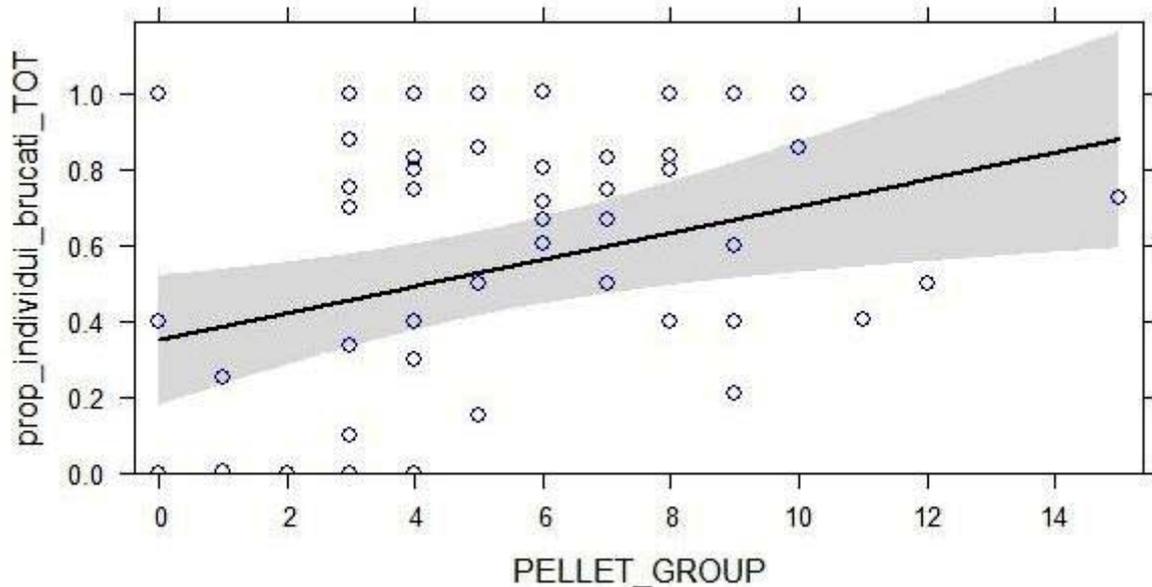


Figura 4.6 Relazione tra pellet group rilevati e proporzione di individui brucati.

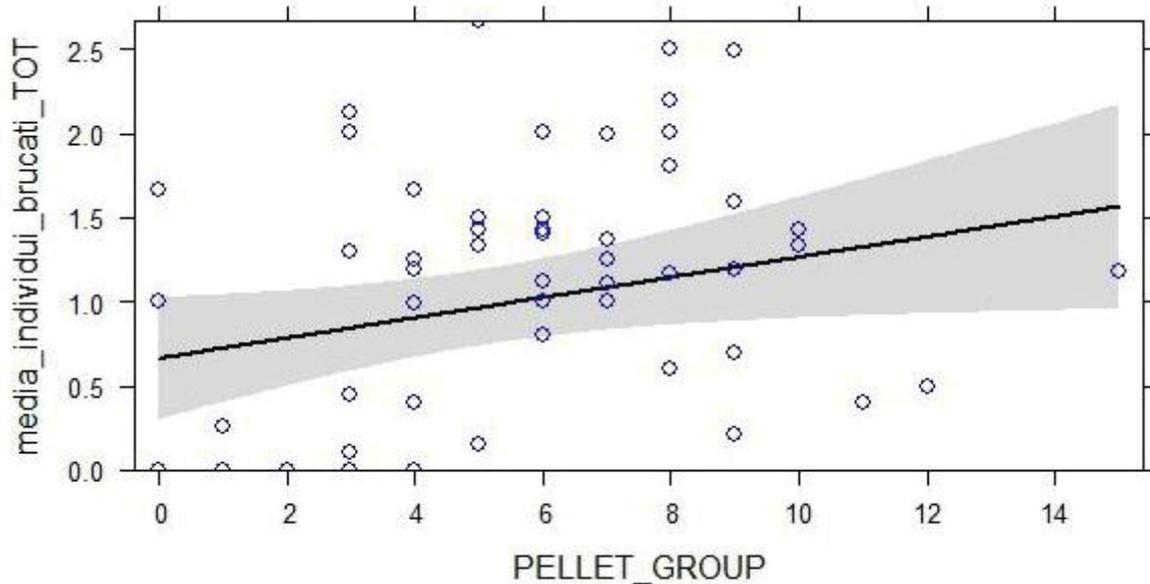


Figura 4.7 Relazione tra pellet group rilevati e intensità del danno come media della brucatura sugli individui.

Inoltre come mostrato dal grafico 4.8 all'aumentare della quantità di *pellet group* ritrovati, diminuisce la qualità ottimale del suolo.

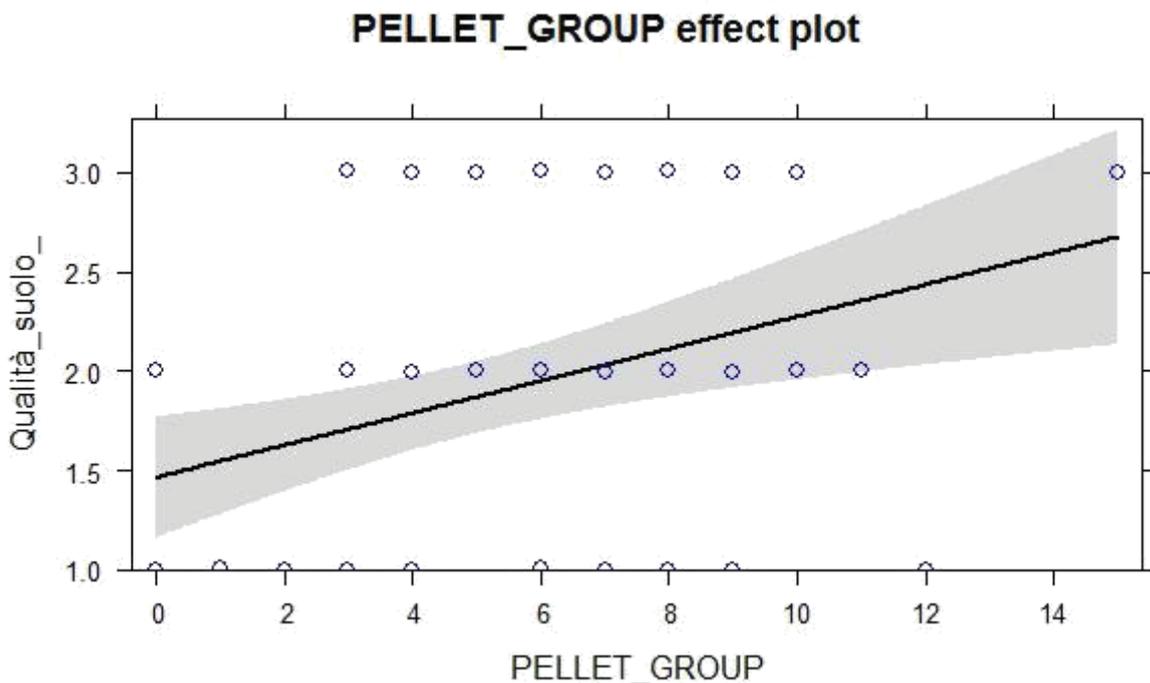


Figura 4.8 Relazione tra pellet group rilevati e intensità del danno come media della brucatura sugli individui

4.2 Monitoraggio calibrato su dati dei conteggi - campagna 2017

Visti i risultati del monitoraggio di cui al paragrafo precedente, per la campagna di monitoraggio 2017 si è cercato di utilizzare un metodo che garantisse di verificare gli impatti in aree a diverso indice di presenza delle capre, questa volta utilizzando come base di partenza i dati forniti dal PNAT e risultanti dai conteggi effettuati periodicamente dal Parco. Per la stratificazione in diverse

classi di densità sono stati utilizzati dati relativi alla densità media degli avvistamenti fatti negli anni di conteggio dal 2008 al 2016, ottenendo una carta con dei settori a diversa presenza di capre dell'Isola (Fig. 4.9). Il monitoraggio ha visto 30 nuovi transetti, effettuati oltre che nell'area di studio usata in precedenza, anche in aree aggiuntive dell'Isola, a diverso livello di densità di capre, e in particolare a Cala Fortezza (5 transetti), Cala Giunchitelli (2 transetti) e cala Scirocco (2 transetti). Si è scelto di non ripetere la metodologia del SACS, adottato in precedenza in quanto l'evento di brucatura si è mostrato decisamente uniforme e non clusterizzato e raro come inizialmente previsto, e si è quindi monitorato un singolo transetto per punto. Per il rilievo degli impatti è stata utilizzata una metodologia coerente con quella utilizzata nel monitoraggio 2016, con l'utilizzo di transetti in cui si andava ad annotare la presenza di danni da brucatura e lo stato di salute dei suoli ed il rilievo delle stesse variabili. In fase di analisi dei dati, sono poi stati utilizzati anche i dati provenienti dalla campagna del 2016.

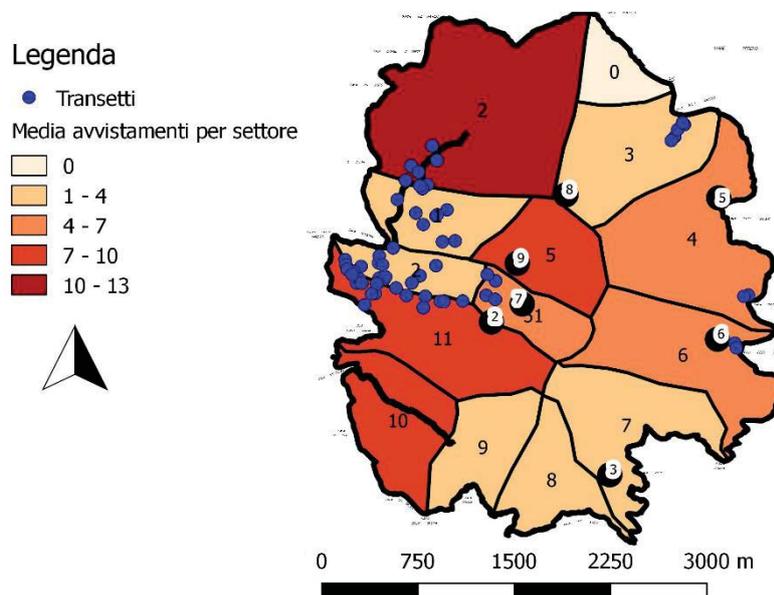


Figura 4.9 Mappa dei settori (calcolati in base alla distribuzione e alla densità dei contatti con gruppi di capre negli anni di realizzazione dei conteggi dal 2008 al 2016) e dei transetti rilevati nel 2016 e 2017.

In fase di analisi si è proceduto a studiare le variabili *pellet group*, media piante brucate, proporzione piante brucate e qualità del suolo, in funzione di tre classi di densità di capre, così definite: CLASSE 0: area del recinto, dove è esclusa la presenza delle capre; CLASSE 1: densità intermedia (fino a 7 gruppi contattati in media); CLASSE 2: densità alta (oltre 7 gruppi contattati in media). La variabile profondità del suolo non ha mostrato variazioni significative.

I dati analizzati per settori e classi di densità mostrano lo stesso andamento mostrato in precedenza per i dati da *distance sampling*. Tutte le variabili mostrano di variare significativamente in base alla classe (tabella 4.3), ma con differenze solo tra la classe 0 e le classi 1 e 2 che mostrano valori per lo più comparabili (figure 4.10-4.13). Il numero di Pellet Group è basso nel recinto di esclusione, mentre sale notevolmente ed appare confrontabile per quanto riguarda le classi a densità intermedia (1) e ad alta densità (2). Andamento simile lo mostrano media e proporzione di piante brucate. Infine anche la qualità del suolo appare in buono stato nel recinto di esclusione e più disturbato (ma in maniera uguale) nelle classi a maggiore densità.

Variabile di risposta	Df	ResDf	F value	Pr(>F)
PROPORZIONE PIANTE BRUCATE	2	93	29,227	<0.001
MEDIA PIANTE BRUCATE	2	93	25,816	<0.001
PELLET GROUP	2	93	19,442	<0.001
QUALITA' DEL SUOLO	2	93	4,675	0.012

Tabella 4.3 Tabella ANOVA per la significatività delle regressioni lineari tra variabili. In grassetto i valori che indicano significatività statistica delle differenze nei tre livelli di brucatura.

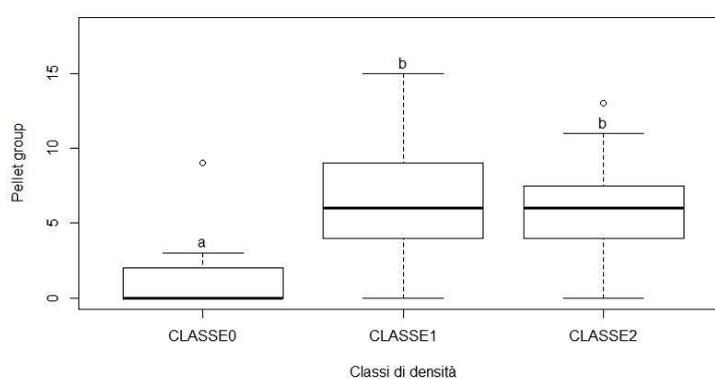


Figura 4.10 Box Plot riferito alla variabile Pellet Group. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo il test del PostHoc.

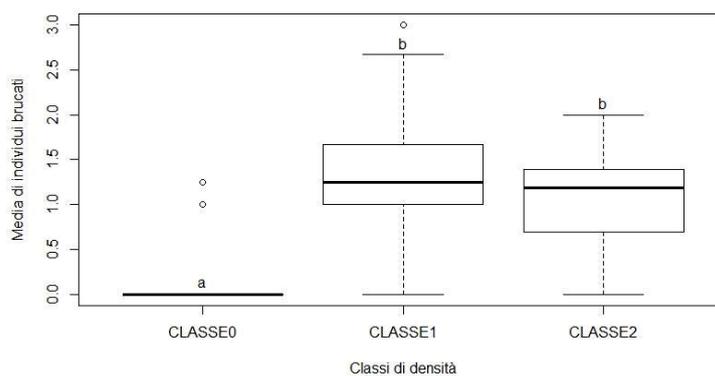


Figura 4.11 Box Plot riferito alla variabile Media piante brucate. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo il test del PostHoc.

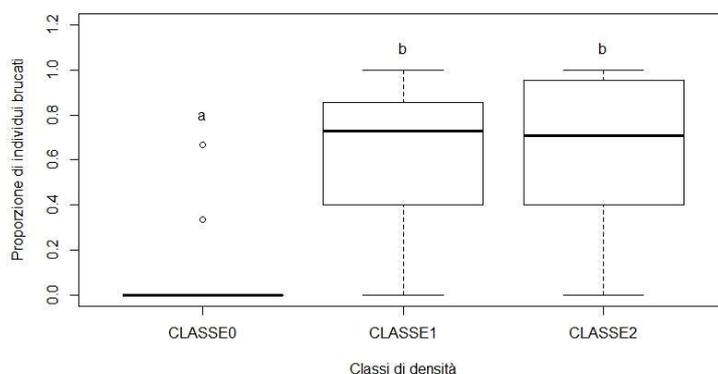


Figura 4.12 Box Plot riferito alla variabile Proporzione piante brucate. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo il test del PostHoc.

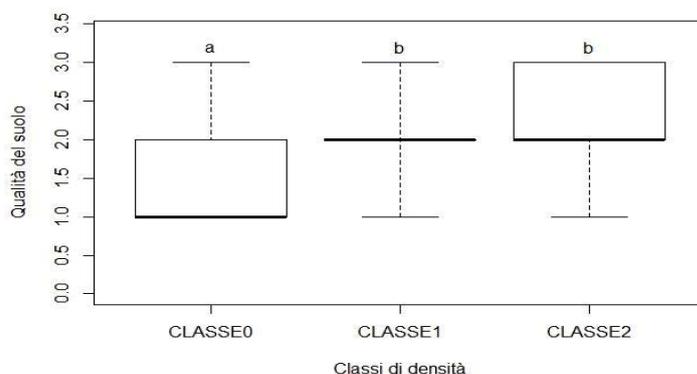


Figura 4.13 Box Plot riferito alla variabile Qualità del suolo. A lettere diverse corrispondono medie statisticamente diverse secondo il test del PostHoc.

4.3 Stato della vegetazione fuori e dentro il recinto di esclusione

L'ultima campagna di monitoraggio per il sistema suolo/vegetazione è stata svolta maggio 2018 quando erano stati effettuati 20 ulteriori transetti di monitoraggio dello stato della vegetazione. È stata utilizzata una metodologia coerente con quella utilizzata nel monitoraggio 2016 e 2017, con l'utilizzo di transetti in cui si andava ad annotare la presenza di danni da brucatura e lo stato di salute dei suoli. I dati raccolti negli anni passati hanno mostrato che è difficile verificare differenze tra aree a diverso indice di presenza delle capre, per si è continuato con il confronto tra le aree di esclusione della capre (recinto del Belvedere) e le aree in cui invece queste sono presenti tra Cala Maestra, il Monastero e la Grotta del Santo. Come nelle campagne passate sono stati misurati su transetti di 10 metri la profondità media del suolo, lo stato di erosione del suolo in una scala da 1 a 3 (1: suolo ben conservato, 2: suolo poco conservato e in via di erosione, 3: suolo degradato ed eroso), oltre alla proporzione di individui vegetali brucati (con una scala di brucatura da 0 a 3). Le analisi successive prendono in considerazione la situazione per questi parametri tra dentro e fuori il perimetro del recinto nei tre anni di studio.

	NumDF	DenDF	F value	Pr(>F)
MEDIA PIANTE BRUCATE	1	76.519	68.922	<0.001
PROPORZIONE PIANTE BRUCATE	1	77.601	87.214	<0.001
QUALITA' DEL SUOLO	1	77.057	19.412	<0.001

Tabella 4.4 Tabella ANOVA per la significatività delle regressioni lineari tra variabili. In grassetto i valori che indicano significatività statistica delle differenze nei tre livelli di brucatura.

Come già visto negli altri due monitoraggi si evidenzia la differenza significativa fra aree fuori e dentro il recinto. I trend sono quelli già osservati negli altri casi, media e proporzione di piante brucate sono più bassi nel recinto (figure 4.14, 4.15). La qualità del suolo appare in buono stato nel recinto di esclusione e più disturbato fuori (figura 4.16).

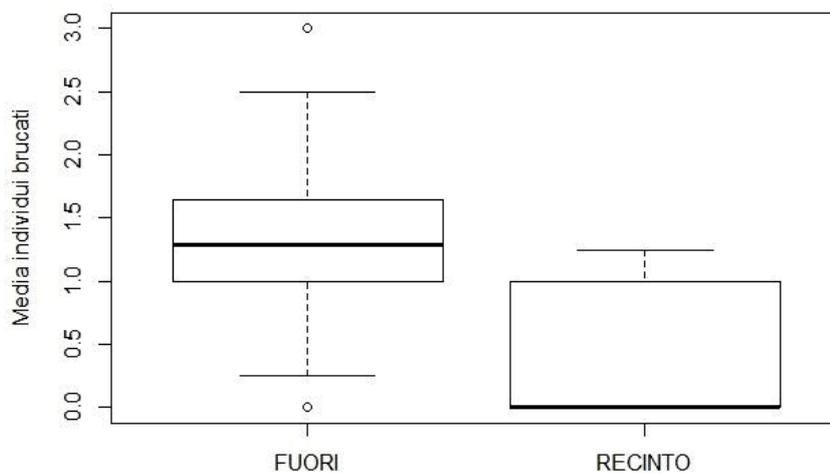


Figura 4.14 Box Plot riferito alla variabile Media piante brucate in transetti fuori o dentro il recinto di esclusione.

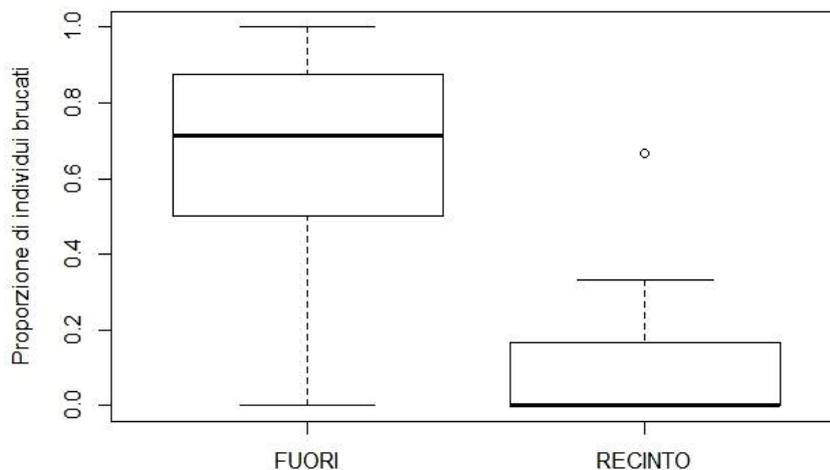


Figura 4.15 Box Plot riferito alla variabile Proporzione piante brucate in transetti fuori o dentro il recinto di esclusione.

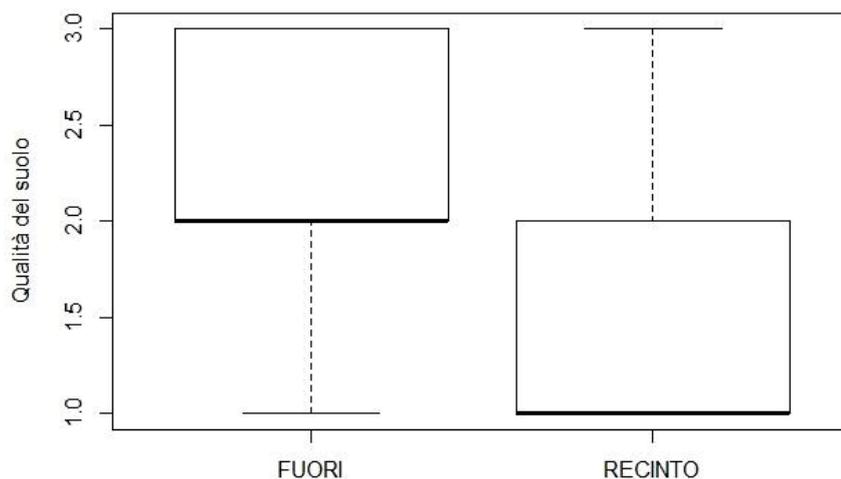


Figura 4.16 Box Plot riferito alla variabile Q in transetti fuori o dentro il recinto di esclusione.

Inoltre in questa analisi, con alcuni anni passati dalla esclusione delle capre, nel recinto si registra un incremento della profondità media del suolo (P value = 0.03, fig. 4.17). Questo dato potrebbe mostrare un inizio di recupero di accumulo di suolo, seppure da prendere con le dovute cautele, visto che non si tratta di misure ripetute sugli stessi transetti.

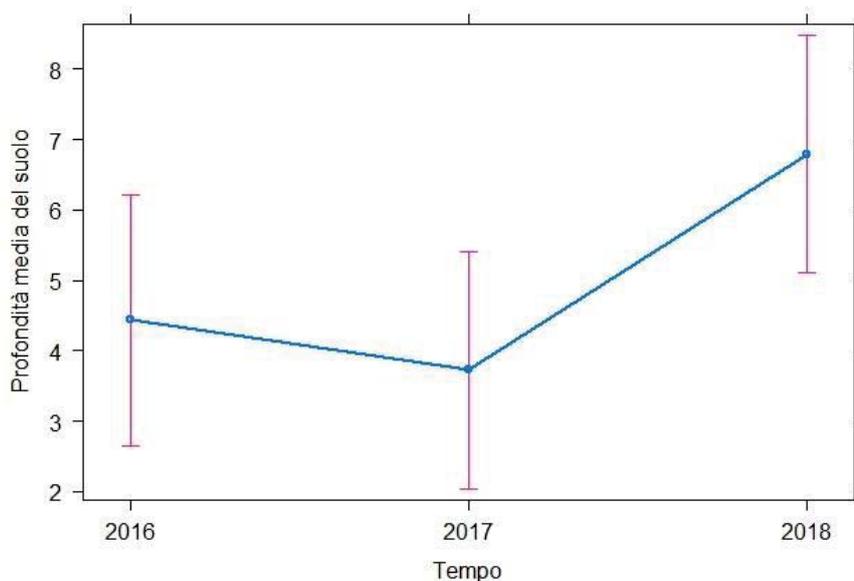


Figura 4.17 Media profondità del suolo nei transetti misurati all'interno del recinto nei tre anni 2016, 2017 e 2018.

4.4 Conclusioni

I risultati di questo monitoraggio mostrano alcuni punti importanti sull'interazione tra la capra di Montecristo e l'area di studio in cui si trovano, permettendo diverse ipotesi sulla situazione attuale del suolo e sull'ecosistema. La differenza di impatto osservata è significativa tra l'area comprendente il recinto, dove l'impatto registrato è in generale minimo, e le altre due aree ad alta densità e intermedio, ove il danno è evidente. Questo conferma quanto riportato in letteratura in casi nei quali le specie invasive sono in grado di causare forti danni all'ecosistema portando all'estinzione di altre specie. Tuttavia non sono state rilevate differenze statisticamente significative, in nessuno dei tentativi fatti, tra diversi livelli di densità. Questo è probabilmente da imputare sia a

una difficoltà di individuare degli strati a diverse densità di impatto, sia al fatto che l'impatto è probabilmente distribuito in maniera uniforme sull'isola. Questo mostra un certo riscontro anche visto il dato sui pellet group, che non presenta differenze statisticamente significative tra livelli diversi di densità, suggerendo l'ipotesi che le capre al di fuori del recinto, siano distribuite in ugual modo all'interno della restante area di studio.

D'altro canto i dati mostrano che evidentemente l'intensità del danno da brucatura aumenta all'aumentare del ritrovamento di *pellet group*, suggerendo che la variazione della densità di capre possa avere effetti sugli impatti, ma che attualmente avvenga ad una scala di dettaglio molto fine, e difficilmente cartografabile. Gli stessi dati confermano che all'aumentare della quantità di *pellet group* di capra ritrovati diminuisce la qualità del suolo. Questo sottolinea il fatto che un'aumentata presenza di capre reca un maggiore impatto sia sulla vegetazione che sul suolo, rendendo lo strato erbaceo sempre più frammentato e alla lunga portando alla formazione di suolo nudo, privo di vegetazione.

Uno degli impatti più preoccupanti riguarda proprio la qualità del suolo. Nelle aree fuori dal recinto di esclusione, i monitoraggi indicano in genere la presenza di suolo in erosione, mal conservato e con presenza di uno strato erbaceo discontinuo. Occorre infatti considerare che uno dei principali fattori di impatto è dato dal calpestio, che frammenta la coltre di suolo e lettiera in deposizione, mettendo spesso il suolo e la roccia a nudo e non permettendo la crescita di piante e la rinnovazione delle plantule. Inoltre, il suolo nudo creatosi per il calpestio può essere più facilmente dilavato ed eroso dallo scorrere delle acque delle piogge invernali, portando ad una graduale perdita di terreno e quindi perdita di risorse per la flora dell'isola. Rimane da considerare che la presenza delle capre potrebbe non essere l'unico fattore ad influire direttamente sulla profondità del suolo, vi sono infatti ulteriori fattori fisici che influiscono sulla quantità del terreno, come vento e pioggia, ma il carico di capre rappresenta sicuramente un'aggravante importante.

Tutti i dati dei tre anni mostrano che all'interno del recinto è presente un minore impatto sulla vegetazione e una migliore qualità del terreno. Inoltre i dati per il 2018, seppure da prendere con dovuta cautela, sembrano indicare un inizio di accumulo di lettiera dentro al recinto di esclusione delle capre.

5. MECCANISMI DI REGOLAZIONE DEI GRANDI ERBIVORI IN CONTESTO INSULARE

La questione relativa al meccanismo di regolazione delle popolazioni è attualmente oggetto di dibattito e ricerca. Nei contesti in cui non sono presenti predatori la qualità e la quantità delle risorse alimentari possono esercitare una grande influenza nel limitare la dimensione delle popolazioni (regolazione bottom-up), anche attraverso dei meccanismi di *feedback* del sistema vegetazione - erbivori che complicano notevolmente la comprensione del processo di regolazione demografica. Se un elevato livello di erbivoria riduce la produttività delle piante, un livello intermedio può invece avere un effetto contrario (McNaughton 1979; Stewart et al. 2006): in ogni caso alterando la produttività e/o la qualità della risorsa trofica, gli erbivori influenzano direttamente la capacità portante dell'ambiente in cui vivono.

In diverse popolazioni di grandi erbivori è stata descritta una dinamica "*irruptive*" (Caughley 1970) che è caratterizzata da tre fasi distinte: 1. Una rapida crescita demografica (esponenziale) fino ad un picco seguito da 2. un crollo della popolazione prima di 3. un secondo incremento solitamente inferiore al primo. Tale dinamica è attesa in popolazioni appena introdotte (a causa della ampia disponibilità trofica) ma descritta anche per popolazioni già stabilizzate e per quelle insulari. Se il meccanismo del rapido incremento iniziale è ben compreso, quello del declino (con una mortalità che può arrivare al 90% degli individui in un anno) e in generale della dinamica successiva rimangono ancora ampiamente sconosciuti (Gunn et al. 2003). Gli effetti densità dipendenti ritardati sui parametri demografici, la progressiva variazione della struttura e della qualità delle risorse trofiche, eventi climatici e una combinazione fra questi fattori sono stati indicati come possibili

starter di crolli demografici.

Uno degli esempi più noti di tale dinamica è quella delle pecore di Soay presenti nell'arcipelago di Santa Kilda (Scozia), che mostra periodici picchi seguiti da massiccia mortalità (fino al 60% in una singola stagione) e forti crolli demografici ad intervalli di tre-nove anni (Hayward et al. 2014). Nonostante periodi di forte pascolamento, la capacità portante dell'isola non sembra risentirne, grazie alla resilienza dei complessi vegetazionali basati su essenze erbacee (Myrsterud 2006): la resilienza della vegetazione dipende dalla sua capacità di tollerare o resistere al pascolamento e varia quindi in funzione del tipo di vegetazione. In questa popolazione, anche i parassiti esercitano un ruolo di regolazione *top-down* ma gli effetti *bottom-up* sono probabilmente i più significativi nella sua dinamica. In tale complesso sistema, è dimostrato che le variazioni climatiche influiscono sulla produttività delle piante e quindi sulla dinamica demografica delle pecore (Coulson et al. 2001).

Studi di dinamica di popolazione di grandi erbivori in contesti mediterranei paragonabili a Montecristo sono scarsi o del tutto assenti. In tali ambienti, tuttavia, è probabile che il fattore climatico più rilevante sia la siccità, che incide negativamente sulla vegetazione, così come alcune patologie vegetali in grado di variare in modo repentino ed imprevedibile la disponibilità e la qualità della risorsa trofica, e solo in subordine la rigidità degli inverni. Tali relazioni non sono state ancora esplorate e potrebbero aiutare a comprendere meglio le variazioni demografiche che la popolazione ha mostrato negli anni.

6. MOTIVAZIONI DEL PIANO E OPZIONI DI INTERVENTO

La finalità ultima del piano è quella di assicurare la conservazione della vegetazione, con particolare riguardo ad habitat e specie di interesse unionale, garantendo al contempo la conservazione della popolazione di capra. Tale finalità deve costituire il principio guida, unitamente a quanto espresso nel par. 2, per la scelta degli interventi da attuare nell'isola. Ciò considerato, occorre valutare criticamente tutti i possibili interventi applicabili al contesto dell'isola di Montecristo al fine di rispondere alla finalità sopra esposta.

Per contenere l'impatto della brucatura sulla vegetazione esistono diversi approcci, che vanno dal controllo degli impatti a quello della popolazione di capre. Per quanto attiene le attività mirate alla protezione di specifiche essenze o patch di habitat, queste dovrebbero essere comunque previste anche nell'ottica di agire direttamente sulla popolazione. Tali azioni sono pertanto incluse nelle azioni del piano.

Per quanto attiene gli interventi diretti sulla popolazione, dal momento che anche questi rientrano nelle attività possibili, si ritiene di dover fornire una panoramica delle modalità con cui è possibile intervenire sulla traiettoria demografica della popolazione di capre, analizzando criticamente le varie possibilità nello specifico contesto dell'isola di Montecristo.

6.1 La gestione attiva della popolazione

Per controllo della popolazione si intendono tutti gli interventi mirati ad incidere sulla numerosità della popolazione, attraverso sottrazione di individui o riduzione della crescita demografica. Sotto il profilo demografico, non esiste differenza fra la cattura e gli abbattimenti, mentre le differenze sono notevoli in termini di costi (*sensu lato*), di efficacia e di accettabilità sociale.

L'obiettivo del controllo demografico dovrebbe essere quello di ricondurre la popolazione a livelli di densità sostenibili dall'ecosistema e garantire al contempo la ripresa e la permanenza nel lungo termine delle fito/zoocenosi più significative e/o di importanza unionale. Tuttavia, la relazione

capra-vegetazione è tutt'altro che univoca, ma ad essa contribuisce anche il complesso di fattori stocastici ed abiotici che incidono, anche indipendentemente, sulle due entità.

Come considerazione generale, va osservato che ogni azione di gestione attiva della popolazione è caratterizzata da vantaggi e svantaggi che debbono essere attentamente analizzati relativamente al contesto di cui trattasi. Una disamina degli approcci possibili con una discussione dei vantaggi e degli svantaggi nel contesto di Montecristo è fornita nei paragrafi che seguono.

6.1.1 Controllo mediante cattura e traslocazione e/o abbattimento

Per quanto attiene la riduzione demografica mediante cattura e traslocazione occorre fare riferimento alle esperienze di cattura già realizzate in passato a Montecristo. La modalità che è risultata più efficace è l'uso di un recinto di cattura, foraggiato quotidianamente e provvisto di una o più vasche di abbeverata. Questa modalità garantisce, dopo un periodo di abitudine di circa un mese, la frequentazione del recinto da parte di gruppi di capre e consente pertanto di realizzare catture multiple. Meno efficace e più dispendioso in termini di sforzo di cattura è l'uso dei lacci da piede (Bordecau modificati), utilizzati in passato per la marcatura individuale dei soggetti catturati, come pure la telenarcosi, già utilizzata per catture ai fini di marcatura individuale. Le maggiori problematiche sono legate al comportamento degli animali e alla situazione ambientale e sono tali per cui i lacci e la telenarcosi non sono risultati metodi in grado di conseguire risultati significativi.

In base alle esperienze condotte in passato, complessivamente le catture risultano tuttavia scarsamente efficaci se il fine è la limitazione della popolazione, poiché non consentono di rimuovere annualmente neanche il suo incremento teorico, che può stimarsi intorno al 40-50% della popolazione minima. A ciò si devono aggiungere le problematiche legate alla gestione degli animali catturati, strettamente connesse alla (scarsa) disponibilità di strutture adeguate ad accoglierle, nonché le questioni logistiche relative al trasporto degli animali in terraferma. Le catture (anche mediante lacci da piede) vanno invece considerate per quanto attiene la costituzione e il mantenimento di nuclei ex-situ.

Rispetto alle catture l'abbattimento è senz'altro più efficiente per conseguire una riduzione della popolazione. Tuttavia questa opzione deve essere attentamente valutata in base allo sforzo di cui è possibile disporre, considerando che – come hanno mostrato i dati sull'andamento della popolazione post-eradicatione del ratto – interferire con la popolazione comporta un rilassamento dei meccanismi di controllo insiti nella popolazione stessa e richiede che lo sforzo sia garantito e sostenuto nel lungo termine, commisurandolo all'andamento della popolazione. Tale modalità di intervento è inoltre caratterizzata da criticità connesse a componenti etiche e relative al “welfare” animale.

6.1.2 Controllo mediante riduzione della fertilità

Fra i sistemi sperimentati e riportati in letteratura ai fini della riduzione della fertilità, l'immunocontraccezione ha assunto negli ultimi anni una certa popolarità ed un'importanza sempre crescente. Negli anni, sistemi alternativi ma equivalenti quanto ad effetto (impianti ormonali, vasectomie, dispositivi intrauterini) sono stati rapidamente abbandonati poiché inefficaci o impraticabili. Trattandosi di un approccio non cruento sempre più frequentemente chiamato in causa per la limitazione di popolazione di diverse specie selvatiche, si ritiene di dover esplicitare in dettaglio gli elementi sui quali sono state basate le valutazioni effettuate relativamente alla sua applicabilità nel contesto di Montecristo.

L'immunocontraccezione è stata oggetto di crescente attenzione come strumento in grado di gestire i problemi legati alla sovrabbondanza di diverse specie selvatiche e per la gestione delle specie inselvatichite (Massei & Cowan 2014). Si tratta di una forma non ormonale di contraccezione che si

ottiene somministrando antigeni che stimolano il sistema immunitario dell'animale a produrre anticorpi verso proteine o ormoni essenziali per la riproduzione (Miller e Killian 2002).

Gli studi dell'ultimo ventennio si sono concentrati in particolare su due immunotraccettivi: il vaccino PZP (*porcine zona pellucida*) e il vaccino GnRH (*gonadotropin-releasing hormone* = ormone per il rilascio delle gonadotropine (Miller & Killian 2002, Killian et al. 2008). Il vaccino PZP induce anticorpi contro la zona pellucida che è una membrana proteica che avvolge l'uovo nei mammiferi e che contiene i recettori per gli spermatozoi. Gli anticorpi prodotti da questo vaccino impediscono all'uovo di essere fecondato. Il vaccino GnRH, invece, causa la produzione di anticorpi che neutralizzano il GnRH, che a sua volta controlla la produzione di ormoni necessari per l'ovulazione e la spermatogenesi. L'attività sessuale di un animale trattato con il vaccino GnRH viene dunque sospesa fintanto che la concentrazione di questi anticorpi nel sangue rimane relativamente elevata. La sostanza commerciale prende il nome di GonaCon che, sperimentato su diverse specie, si è dimostrato efficace in singola dose riducendo la fertilità delle femmine per diversi anni (Hobbs & Hinds 2018) anche se il suo effetto tende a svanire nel tempo. Gli immunotraccettivi sono stati impiegati per gestire popolazioni animali, inclusi ungulati, in diversi Paesi, ad esempio gli elefanti in Sudafrica (Delsink et al. 2007), i cervi dalla coda bianca e i cavalli inselvatichiti negli Stati Uniti (Rudolph et al. 2000; Kirkpatrick & Turner 2008), e i bovini inselvatichiti in Hong Kong (Massei et al. 2015). Diversi studi hanno ipotizzato che gli immunotraccettivi potrebbero avere un ruolo importante nel ridurre le dimensioni di popolazioni sovrabbondanti (White et al. 1997; Merrill et al. 2006). Per esempio, il modello di Hobbs et al. (2000) suggerisce che il controllo della fertilità è più efficiente degli abbattimenti nel ridurre la dimensione della popolazione se circa il 50% delle femmine di cervo dalla coda bianca viene sterilizzato; per la stessa specie Merrill et al. (2003) hanno sostenuto che il controllo di fertilità può ridurre una popolazione del 30-60% in 4-10 anni, se il 25-50% delle femmine viene sterilizzato ogni anno. Numerosi studi hanno anche sottolineato come i benefici dell'immunotraccettazione per ridurre l'impatto ambientale di una popolazione non siano immediati dato che la popolazione si riduce solo nel tempo. Tuttavia, gli stessi studi concordano sul fatto che una gestione integrata che preveda sia il controllo di fertilità delle femmine che la rimozione di una parte della popolazione può ridurre i tempi necessari per ottenere una diminuzione del numero di animali nell'area.

Uno studio recente sul controllo della fertilità in popolazioni di capre inselvatichite ha mostrato come sia necessario un approccio adattativo (Williams 2001) e l'applicazione di modelli demografici al fine di introdurre correttivi e riprogrammare gli interventi in funzione della traiettoria demografica della popolazione. In particolare, il GonaCon è stato utilizzato per ridurre la fertilità in una popolazione di capre del Kashmir inselvatichite, presenti nel nord del Galles da oltre un centinaio di anni e divenute un'attrazione turistica ma al contempo fonte di conflitti con le attività umane. La popolazione è oggetto di conte dirette per la quantificazione della consistenza, che dal 1996 al 2001 è passata da 60 a 200 capi. Il trattamento delle femmine con GonaCon, iniziato nel 2009, ha determinato una significativa riduzione della riproduzione, sia pure con una perdita di efficacia dopo tre anni dal trattamento (Cowan et al. 2020) ed in otto anni (dal 2009 al 2017) la consistenza della popolazione si è assestata intorno a 100 capi. Il modello demografico sviluppato dopo qualche anno dall'inizio del trattamento ha indicato che per annullare la crescita della popolazione era necessario trattare il 75% delle femmine. I limiti stigmatizzati dagli autori riguardano principalmente l'incertezza relativa alla reale consistenza demografica e alla longevità del vaccino, nonché la fattibilità delle catture, che rimane un fattore chiave in questo genere di operazioni. Anche la struttura d'età della frazione femminile della popolazione ha dimostrato di condizionare l'efficacia della tecnica in funzione degli obiettivi di riduzione della popolazione.

L'efficacia, la durata e gli effetti collaterali variano in funzione della specie, del sesso, dell'età e delle differenze individuali nella risposta immunitaria. Al momento attuale, le sostanze immunotraccettive che inibiscono la fertilità per almeno un anno sono somministrate mediante inoculo e richiedono generalmente la cattura, non esistendo vaccino traccettivo che sia somministrabile per via orale.

In generale, si può affermare che, allo stato attuale dei presidi e delle conoscenze disponibili, il controllo della fertilità può essere un utile strumento per contenere la crescita delle popolazioni ma solo in piccole popolazioni chiuse (demograficamente) in cui gli individui sono facilmente accessibili (Ransom et al. 2014). Richiede inoltre un'approfondita conoscenza dei parametri di popolazione, inclusa la struttura in età, e dell'evoluzione delle performance delle femmine trattate nel tempo. Rispetto agli abbattimenti, è necessario infine molto più tempo per giungere ad un'effettiva riduzione della popolazione (Hone 1992).

L'applicazione di questa tecnica in Italia e nel contesto di Montecristo presenta diverse ulteriori criticità. Innanzitutto, al momento attuale, in Italia non esistono vaccini contraccettivi provvisti di autorizzazione al commercio. Una loro applicazione in natura richiede pertanto una specifica autorizzazione dal Ministero competente sulla base di un dettagliato progetto con carattere sperimentale. Inoltre, benché l'uso dei vaccini contraccettivi abbia dimostrato una certa efficacia se applicato a popolazioni di ungulati in contesti insulari, nel caso specifico di Montecristo la difficoltà nella cattura e l'elevata proporzione di femmine che è necessario trattare renderebbe scarsa l'efficacia di questa tecnica. Va anche sottolineato che la limitazione della popolazione mediante controllo della fertilità viene raggiunta in tempi lunghi ed esclusivamente se è possibile il trattamento, e quindi la cattura e l'eventuale ri-cattura per la somministrazione di un *buster* (somministrazione di una nuova dose di rinforzo), di un numero adeguato di femmine, condizione che a Montecristo non può essere garantita, se non per una porzione limitata della popolazione.

	Sistemi di protezione e dissuasione	Recinti di esclusione	Cattura e traslocazione	Limitazione della fertilità	Abbattimenti
Efficacia ai fini di limitazione impatti	😊	😊	😐	😊	😊
Fattibilità	😊	😞	😊	😞	😊
Welfare animale	😊	😐	😊	😊	😞
Sostenibilità economica	😊	😞	😊	😐	😊
Procedure autorizzative	😊	😊	😊	😞	😊
Aspetti innovativi	😊	😞	😞	😊	😞
Best practice	😊	😞	😐	😐	😊

Tabella 6.1 Sintesi dei vantaggi e svantaggi degli interventi considerati al fine di ridurre la pressione di brucatura esercitata dalle Capre di Montecristo sulla vegetazione.

7. AZIONI DEL PIANO

Come già espresso in precedenza, il presente piano di conservazione e gestione nasce dalla necessità di definire le azioni utili alla conservazione della popolazione di capra a Montecristo garantendo al contempo la conservazione dell'ecosistema insulare. L'obiettivo è il mantenimento della popolazione e delle componenti dell'ecosistema nel lungo termine. Per quanto attiene la popolazione, occorre ricordare la recente formazione di nuclei *ex situ*: anche questi ultimi dovranno essere oggetto di gestione al fine di garantirne la compatibilità genetica con la popolazione di origine.

Benché la conservazione della capra a Montecristo sia strettamente connessa con quella delle componenti vegetali, non va dimenticato che il sistema è multivariato: molte sono le variabili che entrano in gioco anche per la componente vegetale, indipendenti dalla presenza delle capre ma influenti sulla demografia di queste ultime. E' necessaria pertanto una più completa comprensione dei meccanismi in atto e, più in generale, delle componenti per le quali il piano è concepito. Una sintesi degli obiettivi e delle azioni è riportata in tab. 7.1.

7.1 Obiettivo generale: acquisizione di conoscenze specifiche relative alla popolazione di capra di Montecristo

7.1.1 Obiettivo specifico: quantificazione della consistenza e della struttura della popolazione

Azione: realizzazione di conte dirette

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT

Programma: La modalità di quantificazione della popolazione sono state già acquisite e descritte nel presente elaborato. Al fine di garantire la confrontabilità dei dati con la serie storica a disposizione è necessario che le conte siano attuate con le medesime modalità e lo stesso sforzo che hanno caratterizzato i conteggi realizzati negli anni passati, salvo modifiche migliorative (i.e. aumento delle repliche e/o aumento delle postazioni) purché sia fatta salva la confrontabilità dei dati.

Azione: applicazione del *distance sampling* per ottenere una stima della consistenza

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT

Programma: Il *distance sampling* offre la possibilità di ottenere stime di popolazione ed una quantificazione dell'errore ad esse associato. Le potenzialità di questa tecnica sono numerose e consentono, al di là del risultato in sé, di comprendere quali variabili sono rilevanti ai fini dell'accuratezza delle stime, con ricadute anche rispetto ai risultati delle conte dirette. Anche in questo caso, occorre osservare le stesse raccomandazioni espresse per la realizzazione dei conteggi. Per i dettagli metodologici e le prescrizioni si rimanda al paragrafo dedicato di questo elaborato.

7.1.2 Obiettivo specifico: incremento delle conoscenze relative alla ecologia della specie

Azione: apposizione di radiocollari gps-gsm su un numero elevato di animali

Priorità: media

Tempi: 2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: la marcatura mediante collari gps/gsm consente di conoscere in dettaglio le scelte di uso dello spazio e dell'habitat operate dalla popolazione, in particolare in funzione dei sessi, che probabilmente hanno esigenze nutrizionali diversificate. Inoltre, fornisce un'analisi di importanti parametri di autoecologia degli individui seguiti, fra cui la sopravvivenza età e genere specifica. La scarsa conoscenza dei parametri demografici rappresenta un forte limite alla corretta pianificazione di azioni di controllo diretto della popolazione, in modo particolare quando tali interventi devono garantire la conservazione della popolazione stessa e, al contempo, risultare efficaci.

Azione: studio della dieta

Priorità: alta

Tempi: 2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: la dieta della Capra di Montecristo è un aspetto del tutto sconosciuto che può risultare di particolare interesse per individuare i periodi e o le stagioni critiche sotto il profilo alimentare e nutrizionale. Le metodologie di indagine maggiormente utilizzate includono osservazioni dirette degli animali in alimentazione, analisi dei contenuti stomacali, indagini delle feci tramite analisi degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto, analisi micro-istologiche e DNA *barcoding* (Garnick et al 2018). Il metodo più appropriato da utilizzare a Montecristo dovrà essere individuato con l'aiuto di specialisti del settore, alla luce dei limiti di ciascun metodo ed in funzione degli obiettivi conoscitivi prefissati.

7.1.3 Obiettivo specifico: monitoraggio sanitario

Azioni: monitoraggio dell'evoluzione del rapporto ospite- parassita

Priorità: media

Tempi: 2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: il delicato equilibrio ospite-parassita e la corrispondente evoluzione possono avere importanti ricadute sulla *fitness* della popolazione, soprattutto in presenza di riduzioni della numerosità della popolazione ospite, come meglio specificato nel par.3.3. Anche per questo aspetto, si dispone di dati storici la cui confrontabilità dovrebbe essere garantita. Per i dettagli metodologici si rimanda a Armaroli & Guberti (2006). Va evidenziato che un'analisi completa di questo aspetto si basa sull'analisi dei contenuti abomasali, che sarebbero disponibili solo in caso di azioni di controllo diretto della popolazione, mentre l'analisi dei campioni fecali fornisce un quadro parziale e sbilanciato verso le specie più rappresentate.

7.1.4 Obiettivo specifico: monitoraggio genetico

Azione: analisi di campioni biologici di esemplari di Capra

Priorità: media

Tempi: 2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: anche per quanto riguarda il profilo genetico della popolazione, si dispone di dati storici che includono anche campioni museali a partire dagli anni 50 circa. Le tecniche di indagine evolvono rapidamente e appare quindi opportuna la raccolta di campioni (tessuti e/o peli, su carcasse e animali catturati) per proseguire le analisi e verificare anche il mantenimento della variabilità genetica fino ad oggi osservata nonché confermare la condizione panmittica della popolazione.

Azione: analisi genetica dei parassiti

Priorità: media

Tempi: 2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: sebbene con minori riflessi gestionali diretti, lo studio della variabilità genetica dei parassiti potrebbe fornire elementi utili ad una migliore conoscenza del fenomeno di isolamento insulare della popolazione sia in termini di effetti ecologici generali sia per stabilire, attraverso la presenza di orologi molecolari, da quanto tempo i parassiti (e quindi molto probabilmente anche i loro ospiti) sono segregati sull'isola. Anche in questo caso, tuttavia, i campioni sarebbero disponibili solo in caso di azioni di controllo diretto della popolazione.

7.2 Obiettivo generale: acquisizione conoscenze specifiche relative alla vegetazione

7.2.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dell'evoluzione dello stato vegetazione

Azione: campionamento vegetazionale nei recinti di esclusione

Priorità: media

Tempi: 1-2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: i dati ottenuti dai precedenti monitoraggi hanno mostrato la necessità di individuare corretti indicatori per l'impatto della capra sulla componente suolo/vegetazione. In particolare, si individua la necessità di costituire una rete di transetti di monitoraggio permanenti in varie aree dell'isola, che includano almeno 10 punti di monitoraggio nelle aree di esclusione delle capre e almeno 20 in aree non escluse. Da valutare, nel caso si scelgano interventi di controllo a rotazione in settori diversi dell'isola, di mantenere un numero ragionevole di punti in ogni settore, comunque sarebbe opportuno più di 5. I punti di monitoraggio dovrebbero essere in prima istanza individuati con un lancio di punti random, in aree con vegetazione mista tra macchia rada, gariga e aree aperte (ovviamente in condizioni raggiungibili in sicurezza dagli operatori), tralasciando le macchie alte. Per mantenere la confrontabilità con i dati pregressi si raccomanda di adottare la stessa metodologia, descritta nel par. 4.2 del testo.

Azione: monitoraggio della brucatura

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT

Programma: il monitoraggio della brucatura sulle specie vegetali presenti a Montecristo, avviato nell'ambito del progetto RESTO CON LIFE, consente di rilevare eventuali variazioni dovute sia alle fluttuazioni demografiche della popolazione ircina, sia attese dalla realizzazione di eventuali interventi di controllo. Gli aspetti metodologici sono descritti nella sezione dedicata del presente documento.

Tale rilevamento, da effettuarsi con le modalità descritte nel corrispondente paragrafo, appare particolarmente rilevante nel caso in cui si dovesse procedere al controllo della popolazione, poiché la variazione negli indici di brucatura indicherebbe se e quanto le operazioni di controllo sono funzionali a ridurre il carico di brucatura sulla vegetazione.

Azione: monitoraggio del rinnovamento

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT, Carabinieri Forestali

Programma: sarebbe opportuno individuare e rilevare la presenza di rinnovamento di specie legnose (inclusa erica arborea) nei 20 m² individuati 1 m a destra e un m a sinistra della linea centrale dei transetti adottati per il monitoraggio della brucatura. Tale rilievo sarà modulato sulle risorse a disposizione e può andare dalla semplice misura di presenza/assenza di giovani plantule per specie alla conta delle plantule o dei ricacci basali (dato quest'ultimo però potenzialmente dispendioso in termini di tempo).

Azione: rilievi floristici

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT

Programma: altra misura che sarebbe opportuno aggiungere, ma la cui attuabilità è legata alle

risorse a disposizione, riguarda l'effettuazione di un rilievo floristico lungo il transetto, da effettuare con una strategia da individuare (es. 2-4 rilievi di un metro quadrato per transetto). Tale rilievo dovrebbe avvenire in una stagione favorevole (non oltre la prima metà di maggio), richiede un'alta competenza floristica e botanica da parte dell'operatore ed è decisamente molto impegnativo in termini di tempo.

Si ritiene inoltre importante effettuare un secondo tipo di monitoraggio, mirato in particolare alle cenosi degli stagni temporanei degli habitat 3120 e 3170*, e dei prati mediterranei del 6220* (spesso in mosaico negli stessi ambienti, di cui talvolta rappresentano due *facies* temporali). Questo monitoraggio è mirato all'individuazione di un buon numero di stazioni puntiformi (*patch*) di queste cenosi, che devono diventare stazioni di monitoraggio permanenti, e quindi misurazione di alcuni parametri che descrivano lo stato di salute degli habitat, quali:

- 1) rilievo di dettaglio della superficie totale del *patch* individuato;
- 2) valutazione per il *patch* dello stato di conservazione del suolo (anche con la scala descritta in precedenza);
- 3) Rilievo floristico di un numero variabile di plot di 1 metro quadro in relazione all'area del *patch* (es. 1 per *patch* fino a 10 m², 2 per *patch* fino a 25 m², 4 per *patch* di misure superiori);
- 4) Misure sulla profondità del suolo in ogni plot di 1 m² e valutazione per ognuna della presenza/assenza di camminamento (eventualmente stimando la superficie percentuale di suolo affetto da *trampling*), impatto di brucatura su specie vegetali e stato qualitativo del suolo.

Anche questo tipo di rilievo deve necessariamente avvenire in una stagione favorevole (per le condizioni di Montecristo di solito non oltre la prima metà di maggio), richiede un'alta competenza floristica e botanica da parte dell'operatore ed è decisamente molto impegnativo in termini di tempo. Inoltre sia il numero di *patch* monitorati sull'isola, che l'opportunità di incrementare il rilievo di più plot all'interno di ogni *patch* (e in che numerosità in funzione della superficie del *patch*) dipenderà dalle risorse a disposizione.

7.3 Obiettivo generale: monitoraggio altre componenti dell'ecosistema

7.3.1 Obiettivo specifico: monitoraggio dello stato di conservazione del suolo

Azione: monitoraggio dello stato del suolo

Priorità: alta

Tempi: immediati, con cadenza annuale

Responsabile: PNAT

Programma: per valutare lo stato e l'evoluzione del suolo, si ripropone la medesima metodologia adottata durante il progetto RESTO CON LIFE, ed in particolare:

per ogni transetto (di lunghezza 10 metri e larghezza 2 metri, sviluppato in direzione Nord-Sud) rilevazione su un'area di 20 m² dei dati relativi alla copertura di strato arbustivo, strato erbaceo, suolo nudo, ovvero suolo non caratterizzato da roccia o non coperto da vegetazione e infine roccia nuda (in scala percentuale).

Per quanto riguarda lo stato del suolo occorre raccogliere due tipi di informazioni: una valutazione dello stato del suolo relativo allo stato di erosione, utilizzando una scala discreta con tre valori così definiti:

- 1: suolo ben conservato (presente un buon strato erbaceo con alto livello di ricchezza specifica), accumulo di materiale vegetale e lettiera;
- 2: suolo poco conservato e in via di erosione (presente uno strato erboso discontinuo);
- 3: suolo degradato ed eroso (suolo nudo, presenza di piante secche con radici esposte).

Inoltre, ad ogni metro del transetto registrare la profondità del suolo (in cm) inserendo un metro a

stecca nel terreno fino a toccare la roccia sottostante (10 misure in tutto per transetto).

7.3.2 Obiettivo specifico: monitoraggio degli effetti di eventi meteorologici estremi

Azione: realizzazioni di campionamenti mirati a rilevare gli effetti di eventi meteorologici estremi

Priorità: alta

Tempi: al verificarsi degli eventi

Responsabile: PNAT

Programma: negli ultimi decenni, l'isola di Montecristo è stata modificata in alcune aree da eventi estremi (frane, alluvioni e fenomeni meteo estremi, siccità) che hanno talvolta determinato localmente una profonda modifica della morfologia del territorio. Gli impatti di tali fenomeni dovrebbero essere attentamente analizzati, ricorrendo a stazioni fisse, adottando metodologia da determinare in base al contesto e con particolare riguardo agli habitat di interesse unionale e prioritari. Analogamente, gli effetti complessivi di siccità prolungata o di eccessiva piovosità sulla vegetazione e sul suolo andrebbero monitorati attentamente con campionamenti ad hoc.

7.3.3 Obiettivo specifico: studio delle parassitosi della vegetazione

Azione: monitoraggio dei parassiti dell'Erica arborea

Priorità: alta

Tempi: immediati

Responsabile: PNAT

Programma: dagli anni Novanta dello scorso secolo sono evidenti gli effetti della presenza di lepidotteri (ad esempio *Teia rupestris*) con ciclo larvale parassita dell'Erica arborea, tale da determinare un progressivo disseccamento dell'apparato fogliare e in pochi anni la morte di molte piante pluridecennali. Gli esiti dell'infestazione appaiono particolarmente gravi in esposizioni soleggiate e caratterizzate da scarsa profondità del suolo, facendo pensare a un'azione combinata dei fitofagi e della serie di annate siccitose che hanno caratterizzato il periodo intorno al 2000. Si è notata in recenti annate più umide una modesta attività di ricaccio alla base di fusti apparentemente secchi, ma il fenomeno appare meritevole di urgente approfondimento sia in considerazione dell'importanza dell'ericca nella dieta delle capre di Montecristo, sia quale componente fondamentale dell'habitat proprio di specie ornitiche prioritarie (es. Magnanina). Le modalità di campionamento e di rilevamento sono da definirsi.

Azione: rilevamento di parassitosi e patologie su altre specie caratterizzanti la vegetazione

Priorità: media

Tempi: 1-2 anni

Responsabile: PNAT

Programma: per comprendere meglio le complesse interazioni che caratterizzano l'ecosistema insulare, occorre rilevare la presenza di eventuali altre patologie e parassitosi che possono influenzare la crescita e la rigenerazione delle piante erbacee e arbustive a Montecristo. Tale monitoraggio potrebbe essere abbinato all'azione precedente, con modalità da definirsi.

7.4 Obiettivo generale: tutela della popolazione di Montecristo

7.4.1 Obiettivo specifico: gestione attiva della popolazione

Azione: cattura e traslocazione di individui per la creazione di un ulteriore nucleo ex-situ

Priorità: media

Tempi: 1-2 anni

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: preso atto che i nuclei *ex situ* preesistenti al momento dell'avvio del progetto Montecristo 2010 non sono rappresentativi della popolazione, nel corso degli anni sono stati fondati due nuclei *ex situ*, uno presso il Bioparco di Roma ed un altro presso la Città della domenica (PG). E' auspicabile la creazione di un ulteriore nucleo con finalità di conservazione della popolazione, da collocarsi nel recinto allestito a questo scopo presso la Riserva Naturale di Marsiliana, comune di Massa Marittima (GR) e gestito direttamente dai Carabinieri Forestali. I fondatori potrebbero essere individuati fra gli esemplari che frequentano abitualmente Cala Maestra, peraltro più facili da catturare, in particolare fra quelli che si muovono intorno al recinto di esclusione. Modalità di cattura e traslocazione, ivi incluso l'adempimento degli obblighi sanitari, sono state messe a punto in passato e sono pertanto da ritenersi capacità tecniche già acquisite dagli enti gestori dell'area.

7.4.2 Obiettivo specifico: gestione razionale dei nuclei ex-situ

Azione: creazione e aggiornamento degli alberi genealogici dei nuclei ex-situ

Priorità: alta

Tempi: immediati

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: i nuclei *ex situ* rappresentano un *backup* genetico e demografico della popolazione insulare e devono essere gestiti in modo da assolvere tale funzione.

Appare dunque prioritario produrre un albero genealogico delle relazioni di parentela esistenti nei nuclei attualmente presenti in cattività. Ciò presuppone il riconoscimento individuale dei soggetti e l'identificazione delle coppie riproduttive. Nei casi dubbi, è possibile ricorrere all'analisi di paternità.

Azione: scambio di riproduttori fra nuclei ex-situ

Priorità: media

Tempi: 1-2 anni

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: Al fine di mantenere i nuclei *ex situ* vitali e fruibili per necessità di conservazione della popolazione insulare, occorre programmare lo scambio dei riproduttori fra nuclei *ex situ* e con la popolazione insulare, secondo un protocollo che dovrà essere stabilito da specialisti del settore in base agli obiettivi di conservazione della variabilità genetica mostrata dalla popolazione insulare. Gli scambi sono infatti finalizzati al mantenimento della variabilità genetica nei nuclei e ad evitare gli effetti erosivi dell'*inbreeding* e della deriva genetica, fenomeni probabili nei piccoli gruppi.

7.4.3 Obiettivo specifico: elaborazione di prescrizioni relative al comportamento da tenere nei confronti delle capre di Montecristo presso l'isola

Azione: divieto di foraggiamento delle capre nell'isola

Priorità: alta

Tempi: immediati

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: la Capra è di per sé una specie molto plastica ed in grado di adottare prontamente abitudini che le risultino vantaggiose. Pertanto, anche al fine di non modificare la natura selvatica degli esemplari insulari, è necessario imporre e segnalare sull'isola il divieto di foraggiamento, anche occasionale, degli esemplari, in particolare di quelli gravitanti intorno alle strutture di Cala Maestra. Questo infatti richiamerebbe un numero sempre maggiore di individui abituati alla

presenza umana ed al foraggiamento, con ripercussioni negative probabili anche sulla impermeabilità del recinto di esclusione, ubicato proprio a Cala Maestra.

Fa eccezione al divieto, il foraggiamento funzionale alla cattura di individui per gli scopi in precedenza riportati.

7.5 Obiettivo generale: controllo degli impatti

7.5.1 Obiettivo specifico: adozione di sistemi di protezione dalla brucatura

Azioni: protezione individuale di patch, sperimentazione di sistemi di dissuasione

Priorità: alta

Tempi: immediati

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: si tratta sostanzialmente di azioni che determinano la sottrazione di habitat/specie alla brucatura da parte delle capre. Tale attività necessita della definizione degli elementi da tutelare e della predisposizione di sistemi di esclusione. Grazie al progetto Resto con Life sono state realizzate due recinzioni per escludere l'accesso dell'ungulato:

- Area di Cala Maestra, posta in contiguità della zona di esclusione realizzata nel progetto LIFE "Montecristo2010". La superficie è di circa ha 7,30 ed il perimetro è di 1.243 m.
- Area Cala Gemelle (Cala Piccola). Il tracciato previsto sottende una superficie di circa 0.23 ha con un perimetro di 187 m.

Tali infrastrutture, che hanno comportato una modifica sostanziale della capacità portante dell'isola, richiedono una manutenzione attenta e costante, oltreché costi di costruzione, e per tale ragione possono essere riproposti in altre aree dell'isola solo a seguito di un'attenta analisi costi-benefici.

Anche i sistemi di dissuasione analoghi a quelli utilizzati per altri ungulati (*shelter*, recinzioni elettrificate e/o tecniche in via di sperimentazione come gli ultrasuoni) richiedono un'elevata manutenzione ed un controllo costante, a fronte però di costi di installazione ed impatti di carattere paesaggistico decisamente più contenuti, se confrontati con quelli delle recinzioni fisse.

Tali sistemi vanno destinati a *patch* di habitat o specie vegetali che si intende preservare dalla brucatura da parte delle capre, che devono essere pertanto identificati con esattezza, anche perché occorre ricordare che le specie appetite rimangono vulnerabili anche in presenza di una popolazione di capre a bassa densità. I sistemi di protezione individuali possono risultare funzionali alla protezione mirata di individui/*patch* di habitat ma per loro natura non sono applicabili su aree estese. La loro efficacia è pertanto limitata nello spazio e deve essere mirata ad entità di interesse conservazionistico. Infine, il contesto di Montecristo, incluso in un Parco nazionale, potrebbe offrire l'opportunità di sperimentare tecniche innovative di dissuasione/protezione, fra le quali va citato l'uso degli ultrasuoni.

7.5.2 Obiettivo specifico: gestione attiva della popolazione

Azione: pianificazione del controllo della popolazione (vedi allegato)

Priorità: media

Tempi: 1-2 anni, in funzione dei risultati dei monitoraggi demografici e della vegetazione

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: il piano di controllo diretto della popolazione, principalmente mediante abbattimento poiché più efficiente delle catture, può essere considerato fra le opzioni finalizzate alla riduzione degli impatti.

L'approccio generale del piano è riportato nell'allegato I, rimandando il piano operativo ad elaborati annuali in cui siano riportati i valori della consistenza minima sulla quale il piano stesso è calibrato.

Nel caso di realizzazione del piano, le catture realizzate per le finalità di cui sopra vanno incluse nel computo generale degli effettivi da prelevare.

Azione: individuazione degli indicatori di monitoraggio del piano

Priorità: alta

Tempi: immediati

Responsabile: PNAT e Carabinieri Forestali

Programma: È evidente, come già descritto nei paragrafi precedenti, che al momento non è ancora stato individuato un indicatore che esprima una relazione univoca tra presenza di un numero variabile di animali e l'impatto registrato sulle essenze vegetali o sul suolo. Propedeutico alla attuazione del piano è l'identificazione di uno o più indicatori in grado di cogliere le variazioni indotte dalla riduzione della densità della popolazione ircina. In particolare, occorre identificare con chiarezza e rigore l'obiettivo del piano in termini di effetti sulla vegetazione e verificare se il sistema di monitoraggio adottato è sufficientemente sensibile da cogliere una variazione nel sistema qualora questa si verifichi. In altre parole, occorre verificare se l'indicatore selezionato e la corrispondente strategia, ivi incluso lo sforzo, di campionamento sia in grado di cogliere la variazione desiderata, prima dell'avvio del piano.

OBIETTIVO GENERALE	OBIETTIVO SPECIFICO	AZIONI	PRIORITÀ	TEMPI	RESPONSABILE	
ACQUISIZIONE DI CONOSCENZE SPECIFICHE RELATIVE ALLA POPOLAZIONE DI CAPRA DI MONTECRISTO	<i>Quantificazione della consistenza e della struttura della popolazione</i>	Realizzazione di conte dirette	alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT	
	<i>Incremento delle conoscenze relative alla ecologia della specie</i>	Stima della consistenza mediante <i>distance sampling</i>	alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT	
	<i>Incremento delle conoscenze relative alla ecologia della specie</i>	Apposizione di radiocollari gps-gsm su un numero elevato di animali	media	2 anni	PNAT	
		Studio della dieta	alta	2 anni	PNAT	
	<i>Monitoraggio sanitario</i>	Monitoraggio dell'evoluzione del rapporto ospite- parassita	media	2 anni	PNAT	
	<i>Monitoraggio genetico</i>	Analisi di campioni biologici di esemplari di Capra	media	2 anni	PNAT	
		Analisi genetica dei parassiti	media	2 anni	PNAT	
		Campionamento vegetazionale nei recinti di esclusione	media	1-2 anni	PNAT	
	ACQUISIZIONE CONOSCENZE SPECIFICHE RELATIVE ALLA VEGETAZIONE	<i>Monitoraggio dell'evoluzione dello stato della vegetazione</i>	Monitoraggio della brucatura	alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT
			Monitoraggio del rinnovamento	alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT, Carabinieri Forestali
Rilievi floristici		alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT		

MONITORAGGIO ALTRE COMPONENTI DELL'ECOSISTEMA	<i>Monitoraggio dello stato di conservazione del suolo</i>	Monitoraggio dello stato del suolo	alta	immediati, con cadenza annuale	PNAT
	<i>Monitoraggio degli effetti di eventi meteorologici estremi</i>	Realizzazione di campionamenti mirati a rilevare gli effetti di eventi meteorologici estremi	alta	al verificarsi degli eventi	PNAT
	<i>Studio delle parassitosi della vegetazione</i>	Monitoraggio dei parassiti dell'Erica arborea	alta	immediati	PNAT
		Rilevamento di parassitosi e patologie su altre specie caratterizzanti la vegetazione	media	1-2 anni	PNAT
TUTELA DELLA POPOLAZIONE DI MONTECRISTO	<i>Gestione attiva della popolazione</i>	Cattura e traslocazione di individui per la creazione di un ulteriore nucleo ex-situ	media	1-2 anni	PNAT, Carabinieri Forestali
	<i>Gestione razionale dei nuclei ex-situ</i>	Creazione e aggiornamento degli alberi genealogici dei nuclei ex-situ	alta	immediati	PNAT, Carabinieri Forestali
		Scambio di riproduttori fra nuclei ex-situ	media	1-2 anni	PNAT, Carabinieri Forestali
	<i>Elaborazione di prescrizioni relative al comportamento da tenere nei confronti delle capre di Montecristo presso l'isola</i>	Divieto di foraggiamento delle capre nell'isola	alta	immediati	PNAT, Carabinieri Forestali
		<i>Adozione di sistemi di protezione dalla brucatura</i>	Protezione individuale di <i>patch</i> , sperimentazione di sistemi di dissuasione	alta	immediati
	<i>Gestione attiva della popolazione</i>		Pianificazione del controllo della popolazione	media	1-2 anni
		Individuazione degli indicatori di monitoraggio del piano	alta	immediati	PNAT, Carabinieri Forestali

Tab. 7.1 Quadro sinottico degli obiettivi e delle azioni previste dal piano.

ALLEGATO I

1. IL PIANO DI CONTROLLO: LIMITI E OBIETTIVI

L'obiettivo del piano di controllo, come già specificato nella parte conoscitiva, è quello di ridurre gli impatti da brucatura sulla vegetazione attraverso la riduzione della popolazione ircina.

Va tuttavia evidenziato che non è possibile determinare a priori il valore di consistenza di popolazione compatibile con la conservazione delle altre componenti dell'ecosistema insulare.

Nel caso specifico, il valore della consistenza minima a cui tendere dovrebbe essere pertanto stabilito annualmente in modo deduttivo, considerando le variazioni degli impatti e la capacità di crescita della popolazione stessa. Tale modalità non può che basarsi sostanzialmente su un approccio adattativo che esamina criticamente i risultati delle attività di monitoraggio degli impatti su habitat/specie particolarmente minacciate dalla brucatura, la cui conservazione è lo scopo ultimo del controllo demografico, unitamente ai dati scaturiti dal monitoraggio della consistenza della popolazione, al fine di valutare gli effetti del prelievo sulla dimensione della popolazione, rimodulando lo sforzo messo in atto se necessario.

Attualmente, non esiste infatti alcuna modalità per individuare con una certa oggettività il valore di consistenza demografica sostenibile dall'isola. I rilevamenti eseguiti nei recinti di esclusione ed i risultati corrispondenti non sono in grado di fornire un'indicazione in tal senso, poiché scaturiscono da un confronto di condizioni "tutto – niente". A complicare il quadro contribuisce anche la variabilità annuale/stagionale della capacità portante dell'ambiente, che influenza direttamente i parametri demografici responsabili della crescita, e la considerazione che le fitocenosi più sensibili alla brucatura mantengono la loro appetibilità anche a bassa densità di popolazione delle capre. Va poi sottolineato come il rapporto capra-vegetazione sia da considerarsi nell'ambito del ben più complesso ecosistema dell'isola, senza relegare il complesso dei fenomeni che agiscono su entrambe le entità alla sola relazione trofica fra le due parti: la vegetazione risente anche di fenomeni il cui innesco è indipendente dalla presenza della popolazione ircina, che a sua volta ne subisce di riflesso le conseguenze, e la popolazione ircina è soggetta a fenomeni abiotici che ne condizionano la traiettoria demografica.

Tutto ciò premesso, gli obiettivi del piano di controllo possono essere sintetizzati come segue:

- consentire la ripresa della vegetazione attraverso una riduzione del carico di brucatura esercitato dalle capre, da ottenersi attraverso riduzione numerica della popolazione;
- garantire la conservazione della popolazione ircina nel lungo termine.

Il piano deve seguire un approccio adattativo, secondo il quale gli effetti della riduzione sulla vegetazione devono essere valutati costantemente attraverso l'applicazione di indici sufficientemente sensibili ed elastici da cogliere gli effetti della riduzione demografica. Al contempo, occorre verificare che la popolazione non subisca riduzioni eccessive, anche per il concomitante verificarsi di fenomeni stocastici. Sono pertanto parte integrante ed imprescindibile del piano le attività di monitoraggio della vegetazione e della consistenza demografica.

Nell'ambito del più volte richiamato approccio adattativo, la consistenza obiettivo iniziale, riferita alla consistenza minima come rilevata dalle conte dirette, può essere fissata a 200 unità, valore che corrisponde a quello registrato negli anni successivi alla eradicazione del ratto, quando la vegetazione ha mostrato i segnali di una netta ripresa. Il raggiungimento di tale valore deve essere verificato attraverso il confronto con i dati delle conte dirette, che riflettono la contattabilità degli individui anche durante gli abbattimenti. E' pertanto necessario che le conte siano svolte annualmente e con le medesime modalità.

Le capre hanno una grande capacità di incremento demografico quindi è preferibile operare una drastica riduzione iniziale per raggiungere in tempi brevi la consistenza obiettivo, già nel primo anno di intervento, al fine di evitare che la popolazione metta in atto meccanismi compensativi della variazione di densità. Negli anni successivi al primo, il piano dovrà proseguire con il prelievo costante del surplus rispetto alla consistenza obiettivo.

2. ASPETTI PROCEDURALI

Il piano prevede una riduzione della consistenza della popolazione finalizzata a ricomporre “squilibri ecologici accertati” connessi con la densità della popolazione di capre presente nell’isola di Montecristo. Il piano viene dunque attuato in base al comma 6 dell’art. 22 della LN 394/91 e secondo le modalità eventualmente stabilite per tali attività di controllo nell’ambito del Piano del Parco. Rispetto alle procedure previste in ambito di applicazione della Direttiva Habitat, essendo le misure indicate altamente selettive per la specie oggetto di prelievo, avendo quale finalità la riduzione del pascolo nei confronti di flora e habitat protetti, si esclude la procedura di valutazione di incidenza trattandosi di un intervento connesso e necessario al mantenimento dello stato di conservazione di dette specie e habitat, oggetto di tutela.

3. AREA, PERIODO, PERSONALE E MODALITA’ DI INTERVENTO

Il piano si intende attuabile sull’intera superficie dell’isola. L’identificazione di sub-aree specifiche potrebbe rendersi necessaria qualora ci fosse la necessità di rilassare dalla pressione di brucatura una determinata area, caratterizzata da presenza di habitat o specie di particolare interesse conservazionistico, il cui status risultasse compromesso. In tal caso gli abbattimenti andrebbero concentrati preferibilmente in tale settore, al fine di ottenere una riduzione locale, benché temporanea, legata all’effetto congiunto degli abbattimenti e del disturbo.

Analogamente, una concentrazione degli abbattimenti nei pressi dei recinti di esclusione potrebbe ridurre il rischio di ingressi negli stessi.

Va tuttavia valutata attentamente la risposta comportamentale degli animali alle attività di rimozione, con particolare riguardo alla messa in atto di comportamenti di evitamento. In tal caso, è necessario ripartire l’area in quadranti ed attuare un prelievo distribuito nei vari quadranti (6-8) in modo casuale, salvo nei casi in cui l’effetto di evitamento sia voluto per le motivazioni espresse sopra.

Il periodo preferibile nel quale attuare gli abbattimenti si colloca a novembre-gennaio, quando la stagione degli accoppiamenti è terminata. Questo al fine di non interferire con i complessi meccanismi della selezione sessuale che determinano l’accesso alla riproduzione degli individui, in particolare dei maschi. Dal momento che la stagione delle nascite è molto ampia ed asincrona nella popolazione ircina, è necessario assicurare che l’abbattimento delle femmine sia rivolto per quanto possibile a femmine non allattanti.

Quanto al personale preposto agli abbattimenti, come da accordi fra gli enti responsabili dell’area, questi saranno effettuati da Carabinieri, con il coordinamento dell’Ente Parco.

Si ritiene comunque indispensabile un breve percorso formativo che illustri ai soggetti deputati alla realizzazione degli abbattimenti, le motivazioni, gli obiettivi e le modalità di attuazione del piano, nonché le modalità per il riconoscimento delle classi di sesso ed età. Solo in caso di indisponibilità da parte dell’Arma dei Carabinieri, gli interventi, potranno attuati da personale di istituto che opera con il PNAT, ed in ultima opzione da coadiutori al controllo già abilitati e iscritti all’Albo dell’Ente Parco. Benché già formati, questi ultimi dovranno comunque essere adeguatamente edotti in relazione alle attività, motivazioni e modalità del piano da attuare.

Gli abbattimenti possono essere effettuati alla cerca e all'aspetto, mediante carabina di calibro adeguato (non inferiore a 6,5 mm) dotata di ottica di mira. E' obbligatorio l'utilizzo di munizioni prive di piombo.

Al fine di quantificare lo sforzo di prelievo, il personale preposto all'abbattimento è tenuto, al termine di ogni giornata di abbattimento, a compilare una scheda in cui siano dettagliati gli aspetti riguardanti lo sforzo di abbattimento, anche quando il prelievo non viene effettuato. E' necessario indicare anche il numero dei colpi sparati ed i relativi esiti, anche al fine di ottenere un quadro completo sull'efficienza del prelievo. E' richiesto infine di riportare sulla scheda anche tutti gli avvistamenti di capre effettuati nella giornata.

Considerate la complessa orografia dell'isola, le carcasse potranno essere lasciate sul posto. L'attuazione del piano di controllo offre tuttavia una preziosa opportunità per conoscere meglio la popolazione, sotto il profilo epidemiologico, della produttività e dello stato di salute in generale. Pertanto è necessario rilevare alcuni dati e prelevare alcuni campioni biologici, almeno su una parte dei capi abbattuti, che sarà determinata annualmente sulla base della consistenza del piano.

3.1 Definizione del piano e selezione dei capi

Sulla base di dati delle conte dirette, la popolazione appare da tempo sbilanciata in favore dei maschi. In linea generale, un piano di controllo volto alla riduzione degli effettivi dovrebbe incidere maggiormente sulle classi femminili che tuttavia nel contesto di cui trattasi risultano in difetto rispetto ai maschi. Si ritiene pertanto che, almeno in una prima fase, la ripartizione del piano di controllo debba riflettere la ripartizione osservata nella popolazione al momento dei conteggi.

Occorre prevedere la sospensione degli abbattimenti qualora gli indici evidenziassero un calo eccessivo della popolazione. Per la definizione del piano si rimanda al piano operativo annuale, definito in base alla consistenza del surplus.

Quanto alla selezione dei capi sulla base del fenotipo, sono esclusi dal prelievo tutti i soggetti afferenti ai fenotipi *agrimi* e *pictus*. Per quanto riguarda il più frequente fenotipo Montecristo – chiaro e scuro – questi potranno essere prelevati in subordine rispetto ai soggetti pezzati e osservando una selezione che sfavorisca la presenza di soggetti con corna divaricate. Sono esclusi dal prelievo tutti i soggetti muniti di marche auricolari colorate.

3.2 Durata del piano

Il piano avrà durata quinquennale con possibilità di proroga. La verifica degli obiettivi deve essere condotta annualmente. Si evidenzia che la sospensione del piano per uno o più anni comporterebbe un effetto indesiderato sulla crescita della popolazione. E' dunque necessario, prima di iniziare le attività, poter garantire un impegno nel lungo termine, sia nella realizzazione del piano sia dei monitoraggi della vegetazione e della popolazione di capre.

BIBLIOGRAFIA

- AAVV, 2006. Monitoraggio della popolazione di capre *Capra hircus* dell'isola di Montecristo. 2003-2006. Final report, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, 152 pp.
- Albon S.D., Stien A., Irvine R. J., Langvatn R., Ropstad E. & O. Halvorsen, 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. Proceedings of the Royal Society of London. Series Biological Sciences, 269 (1500): 1625 – 1632.
- Anderson R.M. & R.M. May, 1978. Regulation and stability of host-parasite population interactions. I. Regulatory processes. Journal of Animal Ecology, 47: 219-247.
- Anderson R.M. & R.M. May, 1979. Population biology of infectious diseases: art I. Nature, 280: 361-367.
- Anderson R.M. & R.M. May, 1991. Infectious diseases of humans: Dynamics and control. Oxford University Press. Oxford.
- Amaroli A. & V. Guberti, 2006. Indagine sullo stato sanitario della popolazione di capre selvatiche di Montecristo: studio delle interazioni ospite/parassita in un ecosistema insulare. In: AAVV, 2006. Monitoraggio della popolazione di capre *Capra hircus* dell'isola di Montecristo. 2003-2006. Final report, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, 152 pp.
- Arneberg P., Skorping A., Grenfell B.T. & A.F. Read, 1988. Host densities as determinants of abundance in parasite communities. Proceedings of the Royal Society of London. Series B-Biological Sciences, 265: 1283-1289.
- Arrigoni P.V., Baldini R.M. & B. Foggi, 2003. Analysis of the floristic diversity of the Tuscan Archipelago for conservation purposes. Bocconea, 16(1): 245-259.
- AAVV, 2006. Monitoraggio della popolazione di capre *Capra hircus* dell'isola di Montecristo . 2003-2006. Final report, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, 152 pp.
- Balbo T., Costantini R., Lanfranchi P. & M.G. Gallo, 1978. Raffronto comparativo della diffusione dei nematodi gastro-intestinali nei ruminanti domestici (*Ovis aries* e *Capra hircus*) e nei ruminanti selvatici (*Capra ibex* e *Rupicapra rupicapra*) delle Alpi Occidentali. Parassitologia, 20: 131-137.
- Bar-Gal G.K., Patricia Smith P., Eitan Tchernov E., Charles Greenblatt C., Pierre Ducos P., Gardeisen A & L.K. Horwitz, 2002. Genetic evidence for the origin of the agrimi goat (*Capra aegagrus cretica*). Journal of zoology, Oxford University Press, 256: 369-377.
- Bardaro M.R., 2018. La flora vascolare dell'isola di Montecristo. Revisione dei dati storici, aggiornamento nomenclaturale e stato delle conoscenze. Tesi di laurea magistrale di Laurea del Corso di Laurea Magistrale in Scienze della Natura e dell'Uomo, Università degli Studi di Firenze.
- Boitani L., Lovari S. & A. Vigna Taglianti, 2003. Fauna d'Italia vol 38. Mammalia III. Carnivora – Artiodactyla. Calderini Il Sole 24 ORE, Bologna.
- Bourgeois K. & E. Vidal, 2008. The endemic Mediterranean Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for more data. Oryx, 42: 187-194.

- Broome K.G., Cox A., Golding C., Cromarty P., Bell P. & P. McClelland, 2014. Rat eradication using aerial baiting: Current agreed best practice used in New Zealand (Version 3.0). New Zealand Department of Conservation internal document, Wellington, New Zealand.
- Bruno S. & G. Sauli, 1976. Montecristo. *Natura e Montagna*, n.1, marzo 1976.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. & L. Thomas, 2001. "Introduction to Distance Sampling. Estimating Abundance of Biological Populations". Oxford University Press, Oxford, UK.
- Casarosa L., 1980. *Parassitologia degli animali domestici*. C.G. Edizioni Medico Scientifiche, Torino.
- Caughley, G. 1970. Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan thar in New Zealand. *Ecology* 51: 53-72.
- Ciani F. & M. Masseti, 1991. Considerazioni sull'origine della popolazione ircina dell'isola di Montecristo, nel Mar Tirreno settentrionale. Elementi per un confronto cronologico-culturale con l'antica diffusione artificiale dell'egagro (*Capra aegagrus* Erxleben, 1777) nelle isole del Mediterraneo orientale. *Supplementi di Biologia della Selvaggina*, 18: 123–133.
- Clutton-Brock J., 1981. Domesticated animals from early times. Heinemann-British Museum (Natural History), Londra.
- Clutton-Brock T.H., Price O.F., Albon S.D. & P.A. Jewell, 1991. Persistent instability and population regulation in soay sheep. *Journal of Animal Ecology*, 60: 59-608
- Clutton-Brock T.H. & J.M. Pemberton (eds.), 2004. *Soay Sheep - Dynamics and Selection in an Island Population*. Cambridge University Press, 383 pp.
- Corbet G.B., 1978. *The Mammals of the Palaearctic Region. A Taxonomic Review*. British Museum of Natural History, London.
- Coulson T., Catchpole E.A., Albon S.D., Morgan B.J.T., Pemberton J.M., Clutton-Brock T.H., Crawley M.J. & B.T. Grenfell, 2001. Age, sex, density, winter weather, and population crashes in Soay sheep. *Science* 292:1528–1531.
- Cowan D.P., van der Waal Z., Pidcock S., Gomm M., Stephens N., Brash M., White P.C.L., Mair L. & A.C. Mill, 2020. Adaptive management of an iconic invasive goat *Capra hircus* population. *Mammal Review*, 50: 200–210.
- Craig B.H., Pilkington J.G. & J.M. Pemberton, 2006. Gastrointestinal nematode species burdens and host mortality in a feral sheep population. *Parasitology*, 4: 1-12
- Crofton H.D., 1971. A quantitative approach to parasitism. *Parasitology*, 48: 251-260.
- Crofton H.D., Whitlock J.H. & R.A. Glazier, 1965. Ecological and biological plasticity of sheep nematodes. II. Genetic and environmental plasticity in *Haemonchus contortus* (Rud. 1803). *Cornell Veterinarian*, 55: 251-258.
- Crudele G., Landi M. & A. Zoccola, 2005. La popolazione di *Quercus ilex* L. nella riserva naturale biogenetica isola di Montecristo: osservazioni, considerazioni e interventi di conservazione.

Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna Quad. Studi Nat. Romagna, 21: 59-89.

- Dahl F., 2005: Distinct seasonal habitat selection by annually sedentary mountain hares (*Lepus timidus*) in the boreal forest of Sweden. *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 163–169.
- Davis S.J.M., 1987. *The Archaeology of Animals*. B.T. Batsford, London.
- Delsink A. K., van Altena J. J., Grobler D., Bertschinger H., Kirkpatrick J., & R. Slotow, 2007. Implementing immunocontraception in freeranging African elephants at Makalali Conservancy. *Journal of the South African Veterinary Association*, 78: 25–30.
- Derhé M., 2012. Developing a population assessment for Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*. Pp 65-73, in: Yésou P., Baccetti N. & Sultana J. *Proceedings 13th Medmaravis Symposium*.
- Dobson A.P. & P.J. Hudson, 1992. Regulation and stability of a free-living host parasite system – *Trichostrongylus tenuis* in red grouse. II: Population models. *Journal of Animal Ecology*, 61: 487- 498.
- Dobson A.P. & S.W. Pacala, 1992. The parasites of Anolis lizard in northern lesser Antilles. 2. The structure of parasite community. *Oecologia*, 91: 118-125.
- Elmeros M., Madsen A.B. & Prang A. 2005: Home range of the badger (*Meles meles*) in a heterogenous landscape in Denmark. *Lutra* 48: 35–44.
- Fabrizi F., 1966. Per una più equilibrata protezione naturalistica dell'Isola di Montecristo – *Nat. & Mont.* 6 (4): 126-135.
- Filipello S. & F. Sartori, 1980. La vegetazione dell'Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). *Atti Ist. Bot. Lab. Crittog. Univ. Pavia, Ser. 6(14) (1980-81): 113-202.*
- Focardi S., Montanaro P., Isotti, R., Ronchi F., Scacco M., Calmanti R. 2005. Distance sampling effectively monitored a declining population of Italian roe deer *Capreolus capreolus italicus*. *Oryx* 39 (4): 421-428
- Garnick S., Barboza P.S & J.W. Walker, 2018. Assessment of animal-based methods used for estimating and monitoring rangeland herbivore diet composition. *Rangeland Ecology & Management*, 71 (4): 449-457.
- Genchi C., Bossi A. & M.T. Manfredi, 1985. Gastrointestinal nematode infections in wild ruminants *Rupicapra rupicapra* and *Dama dama*: influence of density and cohabitation with domestic ruminants. *Parassitologia*, 27: 211-223.
- Giusti F., 2005. Precisazioni sul nome scientifico del muflone e della capra di Montecristo. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy (NS)*, 16: 184–186.
- Gonnelli V., Gottschlich G. & A. Zoccola, 2019. *Hieracium racemosum* subsp. *amideii* (Asteraceae), a new hawkweed taxon from Montecristo island (Tuscan archipelago, Italy). *Phytotaxa*, 406(5), 294-300.
- Gotti C., Palladini A. & E. Raganella Pelliccioni, 2014. La Capra di Montecristo una popolazione unica in Mediterraneo/ The Montecristo Goat a unique Mediterranean population. In: F. Zanichelli, F. Giannini, F. De Pietro and F. Puppo (eds.). *Quaderni del Parco, documenti tecnici, volume 2 PROGETTO LIFE + MONTECRISTO 2010. Eradication of invasive alien*

plants and animals and protection of native species and habitats in the Tuscan Archipelago. Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio. pp. 34 – 43.

- Grenfell B.T., Wilson K., Isham U.S., Body H E.G. & K. Dietz, 1995. Modelling patterns of parasite aggregation in natural populations: Trichostrongylid nematode-ruminant interactions as a case study. *Parasitology*, 111: S135-S151.
- Guberti V., Giovannini A. & G. Battelli, 1990. Host-parasites balance in the absence of human intervention: a study on wild goat in Montecristo island, Italy. Posters dell'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, No.10, Bologna.
- Guberti V. & A. Giovannini, 1990. Host-parasites balance evaluated by the study of frequency distribution of gastro-intestinal nematodes in the wild goat in Montecristo island, Italy. Posters dell'Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, No.11, Bologna.
- Guidi T., Foggi B., Arru S., Lazzaro L. & F. Giannini, 2009. Effects of grazer populations on the woody vegetation of the islands of Capraia and Elba (Tuscan Archipelago-Livorno). *Georgofili*, 6 (Supplemento 1): 97-119.
- Gulland F.M.D., 1992. The role of nematode parasites in Soay sheep (*Ovis aries*) mortality during a population crash. *Parasitology*, 105: 493-503.
- Gulland F.M.D. & M. Fox, 1992. Epidemiology of nematode infections of Soay sheep (*Ovis aries*) on St. Kilda. *Parasitology*, 105: 481-492.
- Gunn A., F.L. Miller & S.J. Barry, 2003. Conservation of erupting ungulate populations on islands – a comment. *Rangifer*, 23(2), 57-65.
- Guyatt, H.L. & D.A.P. Bundy, 1991. Estimating prevalence of community morbidity due to intestinal helminths: prevalence of infection as an indicator of the prevalence of disease. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 85: 778-782.
- Harris, S.; Crosswell, W.J.; Forde, P.G.; Trehwella, W.J.; Woollard, T. & S. Wray, 1990. Home range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal rev.* vol. 20, Nos 213: 97-123.
- Hayward A.D., Garnier R., Watt K.A., Pilkington J.G., Grenfell B.T., Matthews J.B., Pemberton J.M., Nussey D.H. & A.L. Graham, 2014. Heritable, heterogeneous, and costly resistance of sheep against nematodes and potential feedbacks to epidemiological dynamics. *Am Nat* 184: S58–S76.
- Hebert P.D.N, Cywinska A., Ball S.L. & J.R deWaard, 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270 (1512): 313-321.
- Hobbs R.J & L.A. Hinds, 2018. Could current fertility control methods be effective for landscape-scale management of populations of wild horses (*Equus caballus*) in Australia? *Wildlife Research*, 45: 195–207.

- Hobbs N.T., Bowden D.C. & D.L. Baker, 2000. Effects of fertility control on populations of ungulates: General, stage-structured models. *The Journal of Wildlife Management* 64: 473-491.
- Hone J. 1992. Rate of increase and fertility control. *Journal of Applied Ecology*, 29: 695–698.
- Horwitz L.K. & G.K. Bar-Gal, 2006. The Origin and Genetic Status of Insular Caprines in the Eastern Mediterranean: A Case Study of Free-Ranging Goats (*Capra aegagrus cretica*) on Crete. *Human Evolution* 21, 123–138.
- Howald G., Donland C.J., Galván J.P., Russell J.C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A. & B. Tershy, 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conserv Biol*, 21:1258-1268.
- Hudson P.J., Newborn D. & A.P. Dobson, 1992. Regulation and stability of a free-living host-parasite system. *Trichostrongylus tenuis* in red grouse. I. Monitoring and parasite reduction experiments. *Journal of Animal Ecology*, 61: 477-486.
- Kahmann H., 1959. Notes sur le statut actuel de quelques mammiferes menaces dans la region mediterraneenne. *Mammalia*, 3: 329 – 331.
- Killian G., Thain D. S., Diehl N., Rhyan J. & L. Miller, 2008. Four-year contraception rates of mares treated with single-injection porcine zona pellucid and GnRH vaccines and intrauterine devices. *Wildlife Research*, 35: 531-539.
- Kirkpatrick J.F. & A. Turner, 2008. Achieving population goals in long-lived wildlife with contraception. *Wildlife Research*, 35: 513-519.
- Lavin S., Marco I., Rossi L., Meneguz P.G. & L. Vinas, 1997. Haemonchosis in Spanish ibex. *Journal of Wildlife Diseases*, 33: 656-659.
- Leporati L. 1971. Sopralluogo all'isola di Montecristo. *Natura e Montagna*, Marzo. pp. 39 – 42.
- Le Riche, P.D., Efstathiou, G.C., Campbell, J.B., Altan, Y., 1973. A helminth survey of sheep and goats in Cyprus. Part I. The seasonal distribution and prevalence of gastro-intestinal parasites. *Journal of Helminthology*, 47: 237-250
- Lichtenfels J.R. & E.P. Hoberg, 1993. The systematics of nematodes that cause ostertagiasis in domestic and wild ruminants in North America: an update and a key to species. *Veterinary Parasitology*, 46 (1-4): 33-53.
- Mannocci M., Ferretti G., Mazzoncini V., Fiorini G., Foggi B., Lastrucci L., ... & D. Viciani, 2016. Two new *Saxifraga* species (Saxifragaceae) endemic to Tuscan Archipelago (central-northern Mediterranean, Italy). *Phytotaxa*, 284(2): 108-130.
- Martínez Gómez F., Hernández Rodríguez S., Calero Carretero R., 1973. Helmintos parásitos de la cabra (*Capra hircus*) en Córdoba. *Revista Iberica De Parasitologia*, 33 (4): 625-631.

- Massei G. & D. Cowan, 2014. Fertility control to mitigate human-wildlife conflicts: a review. *Wildlife Research*, 41: 1-21.
- Massei G., Koon K.K., Benton S., Brown R., Gomm M., Orahood D. S., Pietravalle S., & D.E. Eckery, 2015. Immunocontraception for managing feral cattle in Hong Kong. *PloS one*, 10.4: e0121598.
- Masseti M., 1997. The prehistorical diffusion of the Asiatic mouflon, *Ovis gmelini* Blyth, 1841, and of the Bezoar goat, *Capra aegagrus* Erxleben, 1777, in the Mediterranean region beyond their natural distributions. In: Hadjisterkotis E (ed) *Proceedings of the 2nd International Symposium on Mediterranean Mouflon, The Mediterranean Mouflon: Management, Genetics and Conservation*. Ministry of Interior, Nicosia, pp 12–27
- Masseti M., 1998. Holocene endemic and anthropochorus wild mammals of the Mediterranean islands. *Anthropozoologica*, 2: 3-20.
- Masseti M., 2009. The wild goats *Capra aegagrus* Erxleben, 1777 of the Mediterranean Sea and the Eastern Atlantic Ocean islands *Mammal Rev.*, 39(2): 141–157.
- Mattoli L. (ed.), 1970. Montecristo ovvero “ Del Privilegio ”. *Yachting & Sporting Clubs d ' Italia/Art. Romana*, Roma. pp. 16.
- May R.M. & R.M Anderson, 1978. Regulation and stability of host-parasites population interactions. II. Destabilising processes. *Journal of Animal Ecology*, 47: 249-267.
- McNaughton S.J., 1979. Grazing as an optimization process: grass- ungulate relationships in the Serengeti. *Am Nat* 113:691–703.
- Merrill J.A., Cooch E.G. & P.D. Curtis, 2003. Time to reduction: Factors influencing management efficacy in sterilizing overabundant white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 67: 267-279.
- Merrill J.A., Cooch E.G. & P.D. Curtis, 2006. Managing an over-abundant deer population by sterilization: effects of immigration, stochasticity and the capture process. *The Journal of Wildlife Management* 70: 268- 277.
- Miller L.A. & G.J. Killian, 2002. In search of the active PZP epitope in white-tailed deer immunocontraception. *Vaccine*, 20: 2735–2742.
- Mori A. 1904. L'isola del Re. Un'escursione a Montecristo. *Il Secolo*, 20: 600 – 616.
- Myrsterud A., 2006. The concept of overgrazing and its role in the management of large herbivores. *Wildl Biol* 12: 129–141.
- Nascimbene J., Nimis P.L. & S. Ravera, 2013. Evaluating the conservation status of epiphytic lichens of Italy: A red list. *Plant Biosyst.*, 147, 4: 898-904.
- Pacala S.W. & A.P. Dobson, 1988. The relation between the number of parasites /host and host age: population dynamic causes and maximum likelihood estimation. *Parasitology*, 96: 197-210.
- Paoli P. & G. Romagnoli, 1976. La flora vascolare dell'isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). *Webbia*, 30: 303-456.

- Papadopoulos, E., Arsenos G., Sotiraki S., Deligiannis C., Lainas T. & D. Zygoyiannis, 2003. The epizootiology of gastrointestinal nematode parasites in Greek dairy breeds of sheep and goats. *Small Ruminant Research*, 47:193-202.
- Pavan M., 1971. Montecristo Riserva Naturale. Istituto Entomologia agraria di Pavia/Tipografia Meroni, Albese (Como). pp. 36
- Perez JM., Granados J.E., Perez M.C., Marquez F.J., Ferroglio E. & L. Rossi, 2003. A survey of the gastrointestinal nematodes of Spanish ibex (*Capra pyreanica*) in a high mountain habitat. *Journal of Parasitology*, 89 (2): 315-318.
- Peruzzi L., Viciani D., Angiolini C., Astuti G., Avanzi A., Baldanzi C., Benesperi R., Bonari G., Bonini I., D'antraccoli M., Castellani B., Dell'olmo L., Di Nuzzo L., Domina G., Ercolini P., Ferretti G., Fontana D., Gestri G., Gottschlich G., Grazzini A., Lastrucci L., Lazzaro L., Malfanti F., Marsiaj G., Piazzini S., Pierini B., Roma-Marzio F., Sani A., Selvi F., Vicenti C., & G. Bedini, 2016. CONTRIBUTI PER UNA FLORA VASCOLARE DI TOSCANA. VII (357-439). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, 122: 61-72.
- Peruzzi L., Viciani D., Agostini N., Angiolini C., Ardenghi N.M.G., Astuti G., Bardaro M.R., Bertacchi A., Bonari G., Boni S., Chytrý M., Ciampolini F., D'Antraccoli M., Domina G., Ferretti G., Guiggi A., Iamónico D., Laghi P., Lastrucci L., Lazzaro L., Lazzeri V., Liguori P., Mannocci M., Marsiaj G., Novák P., Nucci A., Pierini B., Roma-Marzio F., Romiti B., Sani A., Zoccola A., Zukal D. & G. Bedini, 2017(a). Contributions for a vascular flora of Tuscany. VIII (440-506) - [CONTRIBUTI PER UNA FLORA VASCOLARE DI TOSCANA. VIII (440-506)] . *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, 123: 71-82.
- Peruzzi L., Viciani D., Agostini N., Angiolini C., Ardenghi N.M.G., Astuti G., Bardaro M.R., Bertacchi A., Bonari G., Boni S., Chytrý M., Ciampolini F., D'Antraccoli M., Domina G., Ferretti G., Guiggi A., Iamónico D., Laghi P., Lastrucci L., Lazzaro L., Lazzeri V., Liguori P., Mannocci M., Marsiaj G., Novák P., Nucci A., Pierini B., Roma-Marzio F., Romiti B., Sani A., Zoccola A., Zukal D. & G. Bedini, 2017(b). Contributions for a vascular flora of Tuscany. IX (507-605) - [CONTRIBUTI PER UNA FLORA VASCOLARE DI TOSCANA. IX (507-605)] . *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, 124: 29-48
- Peruzzi L., Viciani D., Angiolini C., Astuti G., Banfi E., Bardaro M.R., Bianchetto E., Bonari G., Cannucci S., Cantini D., Castagnini P., D'Antraccoli M., Esposito A., Ferretti G., Fiaschi T., Foggi B., Franceschi G., Galasso G., Gottschlich G., Lastrucci L., Lazzaro L., Maneli F., Marchetti D., Marsiaj G., Mugnai M., Roma-Marzio F., Ruocco M., Salvai G., Stinca A., & G. Bedini, 2019. Contributi per una flora vascolare di Toscana. X (606-663). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B* 125: 67-76
- Peruzzi L., Viciani D. & G. Bedini, 2011. Contributi per una flora vascolare di Toscana. III (143-180). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B* 118: 39-46.
- Peruzzi L., Viciani D. & G. Bedini, 2012. Contributi per una flora vascolare di Toscana. IV (181-246). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B* 119: 23-32
- Peruzzi L., Viciani D. & G. Bedini, 2013. Contributi per una flora vascolare di Toscana. V (247-319). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B* 120: 35-44.

- Peruzzi L., Viciani D. & G. Bedini, 2014. Contributi per una flora vascolare di Toscana. V (320-356). Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B 121: 29-35.
- Peters J., von den Driesch A. & D. Helmer, 2005. The upper Eurphrates-Tigrisbasin: cradle of agropastoralism? In: The first steps of animal domestication. New archaeological approaches (eds. Vigne JD, Peters J, Helmer D), pp. 96-124. Oxbow Books, Oxford, UK.
- Randi E., Tosi G., Toso S., Lorenzini R. & G. Fusco, 1990. Genetic variability and conservation problems in Alpine ibex and feral goat populations (genus *Capra*). *Z. Säugetierkd.*, 55(6): 413-420.
- Ransom J.I., Powers J.G., Garbe H.M., Oehler M.W., Nett T.M. & D.L. Baker, 2014. Behavior of feral horses in response to culling and GnRH immunocontraception. *Applied Animal Behaviour Science*, 157, 81-92.
- Rudolph B.A., Porter W.F. & H.B. Underwood, 2000. Evaluating immunocontraception for managing suburban white-tailed deer in Irondequoit, New York. *The Journal of Wildlife Management* 64: 463-473.
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Duhem C., Paracuellos M., Escribano F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M. & D. Oro, 2009. Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol. Invasions* 11: 1631-1651.
- Sartori F., 1978. Aggiunte alla Flora Vascolare dell'Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). *Atti Ist. Bot. Lab. Crittog. Univ. Pavia, Ser. 6(13)*: 171-180.
- Schillhorn van Veen T.W. & J.F. Williams, 1980. Some typical parasitic diseases of the goat. *Modern Veterinary Practice*, 61 (10): 847-850.
- Shackleton, D.M. (ed.) and the IUCN/SSC Caprinae Specialist Group, 1997. Wild Sheep and Goats and their Relatives. Status Survey and Conservation Action Plan for Caprinae. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 390 + vii pp.
- Siccardi E., 2013. Carta della vegetazione dell'Isola di Montecristo. Tesi di laurea magistrale di Laurea del Corso di Laurea Magistrale in Scienze della Natura e dell'Uomo, Università degli Studi di Firenze.
- Sommier S., 1903. La flora dell'Arcipelago Toscano. Nota II. *Nuovo Giorn. Bot. Ital., n.s.*, 10(2): 133-200.
- Spagnesi M., Cagnolaro L., Perco F. & C. Scala, 1986. La Capra di Montecristo (*Capra aegagrus hircus* Linnaeus, 1758). Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Ozzano dell' Emilia (Bologna). pp. 147.
- Stewart K.M., Bowyer R.T., Ruess R.W., Dick B.L. & J.G. Kie, 2006. Herbivore optimization by north American elk: consequences for theory and management. *Wildl Monogr* 167:1-24.
- Stien A., Irvine R. J., Ropstad E., Halvorsen O., Langvatn R. & S.D. Albon, 2002. The impact of gastrointestinal nematodes on wild reindeer: experimental and cross-sectional studies. *Journal of Animal Ecology*, 71 (6): 937.
- Thomas L., Buckland S.T., Rexstad E.A., Laake J.L., Strindberg S., Hedley S.L., Bishop J.R.P., Marques T.A., Burnham K.B. 2010. Distance software: design and analysis of distance

- sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 2010 (47): 5–14.
- Thompson S.K., 1991. Adaptive cluster sampling: designs with primary and secondary units. *Biometrics*, 1103-1115.
- Thul J.E., Forrester D.J. & C.L. Abercrombie, 1985. Ecology of parasitic helminths of wood ducks, *Aix sponsa*, in the atlantic flyway. *Proceedings of the Helminthology Society of Washington*, 52: 297- 310.
- Torina A., Dara S., Marino A.M., Sparagano O.A., Vitale F., Reale S. & S. Caracappa, 2004. Study of gastrointestinal nematodes in Sicilian sheeps and goats. *Annals of the New York Academy Sciences*, 1026: 187-194.
- Toschi A., 1953. Note sui vertebrati dell'Isola di Montecristo. *Ricerche di Zoologia applicata alla Caccia*, 23: 1-52.
- White P.C.L., Lewis A.J.G. & S. Harris, 1997. Fertility control as a means of controlling bovine tuberculosis in badger (*Meles meles*) populations in south-west England: predictions from a spatial stochastic simulation model. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 264: 1737-1747.
- Williams B.K., 2011. Adaptive management of natural resources-framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92: 1346–1353.
- Zaffaroni E., Citterio C., Sala M. & M. Lauzi, 1997. Impact of abomasal nematodes on roe deer and chamois body condition in an alpine environment. *Parassitologia*, 39 (4): 313-317.
- Zanichelli F., Giannini F., De Pietro F. & F. Puppo (eds.), 2014. Quaderni del Parco, documenti tecnici volume 2 PROGETTO LIFE + MONTECRISTO 2010. Eradication of invasive alien plants and animals and protection of native species and habitats in the Tuscan Archipelago. Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio. pp. 6 – 13.
- Zeder M.A. & B. Hesse, 2000. The initial domestication of goats (*Capra hircus*) in the Zagros Mountains 10,000 years ago. *Science*, 287: 2254-2257.