

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

Coordinatore del Dottorato in Ecologia
e Gestione delle Risorse Biologiche

DECOS - Dipartimento di Ecologia e
Sviluppo Economico Sostenibile

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN ECOLOGIA
E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE

XXI CICLO.

La LEPRE ITALICA e la LEPRE EUROPEA nel LAZIO:
MODELLI di IDONEITA' AMBIENTALE a CONFRONTO

BIO/07 - Ecologia.

Coordinatore: Prof.ssa Roberta Cimmaruta

Firma

Tutor: Dott. Francesco Riga

Firma.....

Dottoranda: Silvia Properzi

Firma

*Alla
Passione,
vero motore del mondo
e
alla
ricerca scientifica,
troppo spesso sottovalutata*

INDICE

PREMESSA.....	1
1 INTRODUZIONE	3
1.1 Scopi del progetto di ricerca.....	5
2 I LAGOMORFI.....	7
2.1 I Lagomorfi.....	7
2.1.1 Origine dei Lagomorfi	8
2.1.2 Evoluzione del genere <i>Lepus</i> in Europa	10
2.1.2.1 Tassonomia e distribuzione	10
2.1.3 Inquadramento Normativo.....	17
2.2 La Lepre Italica.....	19
2.2.1 Sistematica.....	19
2.2.2 Geonemia.....	21
2.2.3 Morfologia	21
2.2.3.1 Descrizione della specie	21
2.2.3.2 Variabilità dei caratteri	22
2.2.3.3 Riconoscimento del sesso.....	22
2.2.3.4 Determinazione dell'età.....	23
2.2.4 Habitat.....	23
2.2.5 Alimentazione.....	26
2.2.6 Etologia.....	27
2.2.7 Demografia e dinamica di popolazione	27
2.2.8 Aspetti paleontologici, biogeografici e distribuzione in tempi storici.....	30
2.2.9 Distribuzione e consistenze attuali	31
2.2.10 Minacce e fattori limitanti	32
2.2.10.1 Frammentazione dell'areale e isolamento	32
2.2.10.2 Dimensioni limitate delle popolazioni.....	33
2.2.10.3 Basse densità	34
2.2.10.4 Inquinamento genetico	34
2.2.10.5 Caccia	35
2.2.10.6 Bracconaggio.....	36
2.2.10.7 Introduzione della Lepre europea.....	36

2.2.10.8	Erosione dell' habitat.....	37
2.2.10.9	Riduzione della qualità dell'habitat.....	40
2.2.10.10	Antropizzazione	41
2.2.10.11	Predazione	41
2.2.11	Stato di conservazione	42
2.3	La Lepre europea	44
2.3.1	Distribuzione.....	44
2.3.2	Morfologia	45
2.3.2.1	Descrizione della specie	45
2.3.2.2	Sviluppo e variabilità dei caratteri.....	46
2.3.2.3	Riconoscimento del sesso	46
2.3.2.4	Stima dell'età.....	47
2.3.3	Habitat.....	49
2.3.4	Alimentazione.....	50
2.3.5	Riproduzione.....	52
2.3.6	Mortalità	55
2.3.7	Demografia	57
2.3.8	Comportamento	59
2.3.9	Stato di conservazione	63
2.4	Riconoscimento delle lepri in Italia.....	65
2.4.1	Mantello.....	65
2.4.2	Giovani	68
2.4.3	Ossa craniche	69
2.4.4	Denti	69
3	L'AREA DI STUDIO- La Regione Lazio.....	71
3.1	Inquadramento geografico.....	71
3.2	Breve storia geologica della Regione	71
3.3	Geografia fisica e geologia	73
3.4	Idrografia di superficie e idrogeologia	76
3.5	Inquadramento climatico	78
3.6	Dal paesaggio naturale al paesaggio culturale.....	79
3.7	Il paesaggio vegetale	81

3.8	Il popolamento animale	87
3.9	La tutela delle risorse naturali	90
3.9.1	Breve storia	90
3.9.2	La Legge Regionale per i Parchi del Lazio	94
3.9.3	Rete Natura2000	96
4	MATERIALI E METODI	99
4.1	Campionamento notturno	99
4.2	Campionamento genetico	103
4.2.1	Protocollo di campionamento	105
4.3	Modelli ecologici	110
4.3.1	Modello deduttivo	116
4.3.2	Analisi fattoriale della nicchia ecologica (ENFA)	117
4.3.3	Modelli lineari generalizzati (Generalized Linear Models GLM)	121
4.3.4	Procedure di lavoro	123
4.3.5	Validazione dei modelli	126
4.3.6	Confronto spaziale tra i modelli	128
4.4	Differenziazione della nicchia ecologica tra le due specie	129
5	RISULTATI	133
5.1	Campionamento notturno	133
5.1.1	Relazioni con altre specie	136
5.2	Campionamento genetico	138
5.3	Modelli di idoneità ambientale	139
5.3.1	Carte di idoneità ambientale	139
5.3.2	Variabili ambientali evidenziate dalle analisi	146
5.3.2.1	Modello deduttivo	146
5.3.2.2	L'analisi fattoriale della nicchia ecologica (ENFA)	148
5.3.2.3	Il modello lineare generalizzato (GLM)	151
5.3.3	Validazione dei modelli	152
5.3.4	Confronto spaziale tra modelli	153
5.4	Differenziazione della nicchia ecologica	154
6	DISCUSSIONE	157
6.1	Campionamento	157

6.2	Modelli ambientali.....	158
6.3	Caratterizzazione della nicchia ecologica.....	160
7	CONCLUSIONI.....	164
8	Appendice.....	165
9	BIBLIOGRAFIA	177

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1 – Distribuzione di <i>L. corsicanus</i> segnalazioni accertate nell'ultimo decennio	3
Figura 2 – Filogenesi della Regione di Controllo del Genere <i>Lepus</i> in Europa.....	12
Figura 3 – Distribuzione in Europa delle specie del Genere <i>Lepus</i>	14
Figura 4 – Relazioni genealogiche tra gli aplotipi della Regione di Controllo	15
Figura 5 – Albero filogenetico del genere <i>Lepus</i>	20
Figura 6 – Fenologia riproduttiva in <i>Lepus corsicanus</i>	28
Figura 7 – Il tubercolo di Stroh	48
Figura 8 – Utero di Lepre europea.....	53
Figura 9 – Ovari di lepre:	53
Figura 10 – Esemplari adulti di <i>L. europea</i> e di <i>L. italica</i> a confronto.....	66
Figura 11 – Colorazione del fianco a confronto nella Lepre europea e la Lepre italica	66
Figura 12 – Colorazione della nuca e della coscia a confronto	67
Figura 13 – Colorazione della nuca a confronto.....	67
Figura 14 – Colorazione della coscia confronto.....	67
Figura 15 – Sezione del premolare P2.....	69
Figura 16 – Distanza tra la parte aborale degli incisivi superiori I1/ e la sutura incisivo- mascellare	70
Figura 17 – Sezione degli incisivi I1/ in <i>L. europaeus</i> e <i>L. timidus</i>	70
Figura 18 – Sezione degli incisivi superiori I1/ in esemplari adulti di <i>L. corsicanus</i> e <i>L.</i> <i>europaeus</i>	70
Figura 19 – Scheda di campo dei censimenti notturni.....	101
Figura 20 – Escrementi freschi di lepre.....	105
Figura 21 – Scheda di campo del campionamento genetico.	108
Figura 22 – Iper-ellisoide	119
Figura 23 – La distribuzione delle caratteristiche ambientali sfruttate da una specie nel paesaggio	120
Figura 24 – Avvistamenti di <i>L.corsicanus</i> e <i>L europaeus</i> tramite spot-lighting census.	134
Figura 25 – Indice di abbondanza relativa rilevata nel corso dei campionamenti notturni....	135
Figura 26 – Percentuale delle segnalazioni di Lepre italica e Lepre europea in diverse fasce altitudinali.	138

Figura 27 – Modello deduttivo per la Lepre italica.	140
Figura 28 – Modello deduttivo per la Lepre europea.	141
Figura 29 – Modello generato dall'ENFA per la Lepre italica.	142
Figura 30 – Modello generato dall'ENFA per la Lepre europea.	143
Figura 31 – Modello generato dal GLM per la Lepre italica.	144
Figura 32 – Modello generato dal GLM per la Lepre europea.	145

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 – Quadro sinottico dei principali strumenti normativi di conservazione e gestione dei Lagomorfi in Italia.....	18
Tabella 2 – Principali parametri riproduttivi di <i>Lepus corsicanus</i> , <i>L. (c.) mediterraneus</i> e <i>L. europaeus</i>	28
Tabella 3 – Misure e peso di esemplari adulti di Lepre europea.	45
Tabella 4 – Caratteristiche salienti della colorazione del mantello di <i>L. corsicanus</i> e <i>L. europaeus</i>	66
Tabella 5 – Chiave diagnostica in base all’esame dei peli dorsali del mantello	68
Tabella 6 – Differenze nel mantello dei leprotti alla nascita.....	68
Tabella 7 – Categorie della CUS della Regione Lazio riclassificate per tipologia di uso da parte della Lepre italiana.	102
Tabella 8 – Numero di transetti percorsi e numero di lepri individuate per ogni specie.....	133
Tabella 9 – Avvistamenti di lepri	134
Tabella 10 – Confronto tra aree a caccia aperta o vietata.....	135
Tabella 11 – Specie predatrici (P) o competrici (C) della Lepre italiana	136
Tabella 12 – Confronto tra aree con pascolo presente o assente	137
Tabella 13 – Transetti per la raccolta dei campioni fecali condotti nel territorio regionale...	138
Tabella 14 – Numero delle stazioni e numero delle localizzazioni i.....	139
Tabella 15 – Valori di idoneità per la Lepre italiana e per la Lepre europea d.	148
Tabella 16 – Score matrix per la Lepre italiana,	149
Tabella 17 – Score matrix per la Lepre europea	150
Tabella 20 – Parametri individuati dall’ENFA per le due specie.....	151
Tabella 21 – Variabili evidenziate dalla procedura step-wise del modello GLM per la Lepre italiana	152
Tabella 22 – Variabili evidenziate dalla procedura step-wise del modello GLM per la Lepre europea.	152
Tabella 23 – Risultati della validazione per le tre analisi.....	153
Tabella 24 – Indice dell’ampiezza della nicchia di Hulbert	154
Tabella 25 – Indice di sovrapposizione della nicchia di Hurlbert	155
Tabella 26 – Indice di sovrapposizione asimmetrico di Lloyd	156

PREMESSA

Il progetto portato a termine durante i tre anni di ricerca, nel suo complesso ha affrontato la pratica dell'uso di modelli matematici in grado di predire la distribuzione spaziale delle specie; essi, infatti, sono applicati in misura sempre crescente nella gestione di animali e piante selvatiche. I modelli che ipotizzano la distribuzione spaziale di specie (Boyce e McDonald, 1999; Guisan e Zimmermann, 2000; Manly et al., 2002; Pearce e Boyce, 2006), chiamati anche modelli di idoneità ambientale, stanno guadagnando sempre un maggiore interesse. Il loro uso è stato favorito specialmente per affrontare questioni di conservazione ambientale, come la gestione della distribuzione delle specie, la stima degli impatti ecologici di vari fattori (e.g. inquinamento, cambiamento climatico), il rischio di invasioni biologiche o la gestione di specie in via d'estinzione (Scott et al., 2002; Guisan e Thuiller, 2005), in quanto sono spesso utili sia nella comprensione delle esigenze ecologiche delle specie sia per predire la loro distribuzione potenziale. Questi modelli mettono in relazione la specie in oggetto con variabili ambientali, individuando presumibilmente, fattori chiave della nicchia ecologica, come il clima, la topografia, la geologia o l'uso del suolo, producendo previsioni spaziali che indicano l'appropriatezza delle ubicazioni per specie, comunità o per la biodiversità.

Inizialmente i modelli erano basati sull'opinione di un esperto che individuava aree idonee o non idonee per la specie in esame, successivamente si è cercata una maggiore oggettività utilizzando dati reali. Ciò ha portato ad utilizzare metodi che si basano o su dati di *sola presenza* (ossia dei luoghi in cui la specie è stata ritrovata) o dati di *presenza/assenza*: ogni area campione è esaminata attentamente in modo tale da affermare con certezza sufficiente se la specie è presente o assente.

Lo scopo di questo lavoro è formulare diversi tipi di modelli di idoneità ambientale e compararli individuando così punti di forza e di debolezza. Le specie scelte in questo caso sono state la Lepre italica (*Lepus corsicanus*) e la Lepre europea (*Lepus europaeus*) genere non ancora interessato da tale tipo di tecnica.

La problematica è stata fondamentalmente condotta attraverso l'analisi della distribuzione delle due specie di lepri presenti nel territorio della regione Lazio. La Lepre italica è una specie endemica italiana, non ancora investigata esaurientemente sul territorio e non è ancora sufficientemente tutelata dalle normative nazionali e, soprattutto, da quelle

comunitarie. Quella europea è invece caratterizzata da un vasto areale sia in Europa, che in Asia che in America, dove è stata spesso introdotta a scopo venatorio.

La prima sta subendo una rarefazione delle popolazioni e spesso ciò può essere attribuito alla frammentazione dell'habitat, all'intensificazione della pressione venatoria e alla politica faunistico-venatoria ancora oggi ampiamente condizionata dal concetto del ripopolamento in luogo della conservazione delle popolazioni naturalmente presenti sul territorio. La specie non è legalmente cacciabile nelle regioni peninsulari e nel Lazio, ma l'esercizio venatorio può risultare importante a causa delle difficoltà di discriminazione sul campo tra *L. corsicanus* (non cacciabile) e *L. europaeus* (cacciabile).

Queste motivazioni hanno indotto l'Agenzia Regionale per i Parchi della Regione Lazio (ARP) a promuovere un progetto specifico per investigare lo stato di conservazione e la distribuzione della specie nel Lazio, e a stipulare una convenzione con l'ex Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), attualmente Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), consentendo l'attribuzione dell'assegno di ricerca che ha reso possibile lo svolgimento del presente dottorato.

1 INTRODUZIONE

Nel 1898 il naturalista inglese W. E. De Winton descrisse per la prima volta la lepre autoctona dell'Italia centro-meridionale, della Sicilia, dell'isola d'Elba e della Corsica attribuendole il rango di specie (*Lepus corsicanus*). Si trattava di una lepre con alcuni caratteri morfologici ben distinti rispetto alla Lepre europea (*Lepus europaeus*), fra cui la taglia più piccola, le tonalità “fulve” del mantello, la colorazione grigio-nerastra della nuca e della parte dorsale del collo (rossiccia nella Lepre europea) e con una serie di differenze nello scheletro. L'esemplare “tipo” esaminato da De Winton è oggi conservato presso il Museo di Storia Naturale di Londra; altri esemplari di questa forma, raccolti alla fine del secolo scorso, sono presenti nelle collezioni dei Musei di Storia Naturale di New York, Parigi e Firenze (“La Specola”). In Italia la distribuzione “storica” di questa lepre, rappresentata nella Figura 1, aveva come limite settentrionale l'isola d'Elba sul versante tirrenico e la provincia di Foggia su quello adriatico.



Figura 1 – Distribuzione di *L. corsicanus* segnalazioni accertate nell'ultimo decennio (Trocchi e Riga 2005).

La tesi che si trattasse di una buona specie (ben distinta da *L. europaeus*), sostenuta da De Winton, non fu però condivisa da altri Autori che in seguito si occuparono della sistematica delle lepri italiane (Miller, 1912; Ellerman e Morrison Scott, 1951; Toschi, 1965),

i quali considerarono questo *taxon* una sottospecie di *L. europaeus*, senza tuttavia motivare la loro tesi. Sulla base dell'orientamento prevalente, fin dagli anni Sessanta si ritenne che le massicce e ripetute immissioni (per fini venatori) di lepri europee appartenenti ad altre sottospecie importate dall'Europa continentale, ormai non consentissero più di distinguere l'originaria forma italica (Toschi, 1965). Ciò nonostante, nel 1974 e '75 cinque lepri catturate in un'area recintata di Mongiana (VV), gestita dal Corpo Forestale dello Stato, furono acquisite dall'allora Laboratorio di Zoologia applicata alla Caccia (ex- Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica) e da Spagnesi identificate e collocate in collezione con la denominazione di Lepre italica (*Lepus e. corsicanus*). Nell'ultimi decenni una revisione di reperti museali "storici" del genere *Lepus* raccolti in Italia ha riproposto la collocazione di questo *taxon* al livello specifico, confermando anche la corretta identificazione degli esemplari provenienti da Mongiana (Palacios et al., 1989; Palacios, 1996). Lo Valvo et al. (1997) hanno analizzato un ridotto numero di esemplari di lepri provenienti dalla Sicilia confermando queste ipotesi.

Il limitato numero, la distribuzione e l'epoca di raccolta degli esemplari considerati da Palacios e coll. (n. 10 *L. europaeus* e n. 11 *L. corsicanus*) richiedevano tuttavia di estendere lo studio ad altro materiale (recente), per condurre più approfondite valutazioni della variabilità morfologica e più moderne verifiche genetiche (analisi della variabilità genetica attraverso l'esame del DNA mitocondriale). A tal fine l'ex-INFS ha avviato fin dal 1990 una campagna di campionamento delle lepri su tutto il territorio nazionale e all'estero, nonché una revisione dei reperti conservati nei musei italiani.

Le analisi compiute hanno evidenziato che la Lepre italica e la Lepre europea sono morfologicamente e geneticamente distinte (Pierpaoli et al., 1999; De Marinis e Toso, 1998). Si evidenzia, inoltre, l'esistenza di una forte correlazione fra le sequenze di DNA mitocondriale riscontrate e la distribuzione geografica dei campioni raccolti, per cui gli aplotipi provenienti dall'Italia centrale (Roma, Viterbo) sono significativamente differenti da quelli provenienti dall'Italia meridionale (Campania, Calabria) e dalla Sicilia. In *L. europaeus* non è stata invece riscontrata un'analoga correlazione, nonostante il campionamento abbia interessato anche popolazioni geograficamente molto distanti fra loro. Il confronto crociato tra i risultati delle valutazioni genetiche e morfologiche è risultato sempre coerente, escludendo che fra i campioni esaminati vi potessero essere ibridi delle due specie.

Per quanto riguarda lo status delle popolazioni, benché le informazioni non siano del tutto esaurienti, si possono esprimere alcune considerazioni preliminari (Trocchi et al., 1998):

- a) in Sicilia fino ad ora sono state accertate solo popolazioni di Lepre italica, con una distribuzione sostanzialmente continua, anche se la specie ha subito una diffusa riduzione;
- b) nelle regioni peninsulari la presenza di popolazioni di Lepre italica sono state accertate a partire (verso sud) dal Lazio settentrionale, sul versante tirrenico, e dal Gargano, su quello adriatico. Al momento è risultata una distribuzione discontinua di dette popolazioni, sebbene proseguano gli accertamenti di campo;
- c) popolazioni di Lepre europea sono state accertate all'interno dell'areale "storico" della Lepre italica e in condizione di sympatria fra le due specie. Non è possibile in questo momento stabilire il grado di adattamento della Lepre europea agli ambienti di tipo mediterraneo, né se si tratta di popolazioni "effimere". Tuttavia, popolazioni di *L. europaeus* sono state accertate anche in aree montane dell'Appennino meridionale (Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano e Parco Nazionale del Pollino), caratterizzate da condizioni bioclimatiche potenzialmente idonee per questa specie;
- d) rispetto all'areale "storico" della Lepre italica, l'attuale distribuzione sembra essere decisamente contratta e a questo fenomeno sembra associarsi una importante riduzione di densità delle popolazioni. Le possibili cause possono essere individuate nelle modificazioni ambientali intervenute nei sistemi di gestione faunistico-venatoria ancora vigenti (prassi del "ripopolamento" artificiale, prelievi non programmati, introduzione della Lepre europea) e nel diffuso randagismo canino;
- e) la Lepre italica si presenta in genere con basse densità di popolazione (pochi soggetti/100 ha) soprattutto nelle aree ove è consentito l'esercizio venatorio, tuttavia in alcune zone protette si sono stimate densità di oltre 25 soggetti/100 ha.

1.1 Scopi del progetto di ricerca

La riscoperta di una nuova specie di lepre endemica dell'Italia centromeridionale è di estremo interesse per la politica di conservazione della biodiversità in Italia. Si tratta, infatti, di una specie potenzialmente a rischio di estinzione, soprattutto in Italia peninsulare, e di cui si hanno pochissime informazioni sulla biologia e sull'ecologia.

Infatti, se si escludono i recenti studi di sistematica e di alcune tesi di laurea a carattere ecologico, si deve purtroppo constatare come nell'Italia centromeridionale siano stati realizzati soltanto tre studi su popolazioni naturali di lepre (nelle provincie di Grosseto, L'Aquila e

Viterbo). Ciò testimonia l'evidente disattenzione che si è avuta fino ad ora nei confronti dei Lagomorfi da parte delle strutture scientifiche e degli stessi Enti preposti alla conservazione e alla gestione della fauna selvatica.

Nel Lazio esiste per la lepre un forte interesse venatorio ed ogni anno vengono effettuati “ripopolamenti” venatori con alcune migliaia di lepri europee di allevamento o di cattura provenienti dall'estero (Sud America, Paesi dell'Europa orientale). Inoltre, esistono alcune difficoltà nel distinguere nella normale attività venatoria (a distanza e con animali in movimento) le due specie di lepre. Per la conservazione della Lepre italiana non è quindi sufficiente il divieto di caccia, peraltro difficile da applicare, ma necessitano misure strutturali, quali una rete di aree protette o l'attenta gestione degli habitat. Per l'attuazione di tali misure sono però indispensabili più complete informazioni sulla biologia di questa specie.

Il presente progetto di ricerca si è proposto di realizzare studi di base già oggetto di azioni specifiche previste dal “Piano d'Azione Nazionale per la Lepre italiana (*Lepus corsicanus*)”, redatto dall'ex Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (oggi Istituto Superiore per Protezione e Ricerca Ambientale) su incarico dell'allora Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio, essenziali per la conservazione della Lepre italiana. Più in particolare si è inteso acquisire informazioni sull'ecologia e sui requisiti ambientali della specie e di definire, in base ai risultati acquisiti, un modello per la conservazione e l'incremento delle residue popolazioni naturali di Lepre italiana a scala regionale. La ricerca sul campo ha inoltre permesso di raccogliere dati sulla presenza della Lepre europea e pertanto si è ritenuto opportuno applicare anche a quest'ultima le metodologie di analisi per approfondire eventuali dinamiche tra le due specie.

Gli scopi specifici della ricerca sono:

- accertare la distribuzione della Lepre italiana e della Lepre europea nel Lazio;
- determinare la possibile competizione ecologica tra Lepre italiana e Lepre europea;
- confrontare i modelli d'idoneità ambientale per evidenziarne le diverse caratteristiche.

2 I LAGOMORFI

2.1 I Lagomorfi

I Lagomorfi (*Duplicidentata*) furono inizialmente classificati assieme ai Roditori (*Simplicidentata*), ma dal 1912 questi due Ordini sono ufficialmente separati (Gidely, 1912; Chapman e Flux, 1990), anche se ancora oggi tale acquisizione è scarsamente diffusa tra la popolazione, a causa di una generale rassomiglianza. Come nei Roditori, i Lagomorfi presentano ad esempio grossi incisivi ricurvi, a forma di scalpello, soggetti ad usura e a crescita continua, inoltre, sono privi di canini e presentano un ampio diastema tra gli incisivi e i premolari. Tuttavia, esiste a tale riguardo una significativa caratteristica anatomica che differenzia i due Ordini: i Lagomorfi presentano superiormente un secondo paio di incisivi, più piccoli e rettilinei, addossati al lato linguale degli incisivi principali.

Formula dentaria:

$$\begin{array}{ccccccc} 2-2 & 0-0 & 3-3 & 3-3 & & & \\ i & c & pm & m & = & 28 & \text{denti} \\ 1-1 & 0-0 & 2-2 & 3-3 & & & \end{array}$$

Un'ulteriore caratteristica esclusiva dei Lagomorfi è rappresentata dal notevole sviluppo della parte facciale del cranio, con il mascellare di aspetto spugnoso e cribrato per la presenza di ampie aree non ossificate. Vari studi hanno posto in evidenza diverse altre caratteristiche anatomiche, fisiologiche, comportamentali ed ecologici differenziali tra i due Gruppi. Tra queste, si ricorda ancora la presenza nei Lagomorfi di un intestino cieco assai sviluppato, nel quale, grazie ad una specifica flora batterica, avviene la digestione della cellulosa. Tale processo è poi completato dal fenomeno della ciecotrofia o scatofagia fisiologica, che consiste nella reingestione di un particolare tipo di feci (ciecotrofi), più molli ed allungate, che l'animale preleva direttamente dall'ano e che consente di assimilare meglio importanti metaboliti (proteine, vitamine) e di recuperare circa il 40% dell'acqua fecale. D'altra parte Lagomorfi e Roditori hanno seguito un'evoluzione largamente indipendente, tanto che forme ancestrali distinguibili dei due Ordini risalgono ad almeno 50 milioni di anni or sono (Eocene). Nonostante le origini molto antiche e l'ampia distribuzione mondiale (comprendente in origine i Continenti Americano, Asiatico, Europeo ed Africano), i

Lagomorfi si sono differenziati relativamente poco rispetto ad altri Gruppi ed in particolare ai Roditori (circa 80 specie vs circa 1.700 specie). I Lagomorfi sono ripartiti in due Famiglie: gli Ocotonidi ed i Leporidi, entrambe storicamente rappresentate in Italia, benché l'unico rappresentante della prima risulti estinto da oltre due secoli (*Prolagus sardus*); la seconda Famiglia è attualmente presente nel Paese con 3 Generi (*Lepus*, *Oryctolagus* e *Sylvilagus*) e 5 specie (Lepre europea *Lepus europaeus*, Lepre italiana *Lepus corsicanus*, Lepre variabile *Lepus timidus*, Lepre sarda *Lepus «capensis» mediterraneus*, Coniglio selvatico *Oryctolagus cuniculus* e Silvilago *Sylvilagus floridanus*).

Tra queste, tre sono state introdotte dall'Uomo:

- *Oryctolagus cuniculus*, introdotto molto probabilmente dai Romani;
- *Lepus «capensis» mediterraneus*, introdotto in Sardegna in epoca storica ancora non ben definita;
- *Sylvilagus floridanus*, introdotto (abusivamente) negli anni Sessanta del Secolo scorso per fini venatori.

2.1.1 Origine dei Lagomorfi

La storia evolutiva dei Lagomorfi è ancora caratterizzata da margini d'incertezza. Un gruppo di Mammiferi asiatici estinti, i *Mixodonta* (58 – 30 milioni di anni fa), è stato identificato come forma ancestrale da cui si sono evoluti sia i Lagomorfi che i Roditori. Tuttavia, i Lagomorfi condividono strutture scheletriche e dentali che li differenziano da quelle derivate dai Mixodonti. Le similitudini possono comunque indicare antiche relazioni evolutive tra questi tre gruppi di Mammiferi (López Martínez, 1980). I primitivi Lagomorfi, caratterizzati dalla presenza di denti con corone basse e complesse, denti molari con radici, zigomi poco pronunciati, ponte palatino lungo e arti corti, vissero in Nord America e in Asia fra 40 e 20 milioni di anni fa. Essi differenziarono in forme più evolute di Leporidi, in Nord America, e di Ocotonidi, in Asia e in Europa, durante l'Oligocene (circa 30 milioni di anni fa). In tale epoca sono state ritrovate soltanto tre o quattro specie simpatiche, ma estremamente abbondanti ad indicare che si trattava di organismi chiave degli ecosistemi (López Martínez, 1980). I Lagomorfi vissuti in Nord America nel corso dell'Oligocene furono:

- il *Paleolagus haydeni*, di cui si conosce lo scheletro intero (dimensioni di uno scoiattolo con arti posteriori più lunghi degli anteriori, ma senza un progredito adattamento alla corsa ed al salto);
- il *Megalagus*, di cui conoscono solo pochi resti (sembrerebbe avere avuto una struttura più idonea al salto rispetto alla forma precedente).

Durante il Miocene nel Nord America visse *Hypolagus*, che insieme ad *Alilepus*, nel Pliocene inferiore in Eurasia, diedero inizio alla radiazione evolutiva dei Leporidi, nei quali il terzo e il quarto dente premolare superiore tendono ad assumere caratteristiche simili ai molari.

I Leporidi raggiunsero il loro massimo sviluppo e si diffusero nell'Eurasia e nel Nord America nel corso del Pliocene e del Pleistocene, differenziandosi in vari Generi e perfezionando l'adattamento al salto e alla corsa. Secondo López Martínez (1977) la diversificazione dei Leporidi (dopo la prima fase di immigrazione) coincise molto probabilmente con il processo di "steppizzazione" del Mediterraneo e la siccità verificatasi durante la crisi Messiniana (5,6 – 5,3 milioni di anni fa).

Nel Pleistocene i Leporidi si diffusero nel continente africano con i Generi *Pronolagus*, *Serengetilagus* e *Lepus* (Iacoangeli, 1997). Secondo Hibbard (1963), *Lepus*, *Sylvilagus* e *Oryctolagus* potrebbero derivare da *Alilepus*. Gli Ocotonidi raggiunsero la loro massima espansione e diversificazione nel Miocene (ad esempio con i Generi *Lagopsis*, *Prolagus*, *Oreolagus*, *Kenyalagomys*). Dalla loro comparsa nel Vecchio Mondo gli Ocotonidi furono gli unici Lagomorfi presenti in quest'area geografica per un periodo di oltre 20 milioni di anni. Nonostante fossero tra loro molto simili nell'aspetto, gli Ocotonidi presentavano notevoli differenze nella struttura dei molari, tanto che nel Terziario si individuano più linee evolutive, una sola delle quali (*Ochotona*), in conseguenza dei cambiamenti climatici verificatisi a partire dalla fine del Pliocene, è sopravvissuta fino ai giorni nostri. Gran parte dei Generi si estinsero nel Pliocene, ad eccezione di *Prolagus*, diffuso in Corsica e in Sardegna, che a sua volta sarebbe scomparso nel XVIII Secolo (Kurtén, 1968). I primi ritrovamenti fossili del Genere *Lepus* in Europa risalgono al periodo di transizione Plio-Pleistocenico, tali resti sono classificati in parte come *Lepus sp.* ed in parte come appartenenti alla specie estinta *Lepus terraebrunae* Kretzoi, 1965 (López Martínez, 1977). Resti riconducibili allo stesso periodo sono stati rinvenuti anche in Italia e descritti come *Lepus valdarnensis* e *Lepus etruscus* (Bosco, 1899; Forteleoni, 1968); successive analisi hanno però accertato trattarsi di

Oryctolagus lacosti, un coniglio di grosse dimensioni (Nocchi e Sala, 1997). I primi reperti fossili di *Lepus* raccolti in Italia (Torre in Pietra, Roma) risalgono a 400.000 anni fa; tutti i reperti sono stati classificati con il livello generico o come specie tradizionalmente conosciute (*Lepus europaeus* e *Lepus timidus*) (Caloi e Palumbo, 1989; Iacoangeli, 1997). Tuttavia, si ritiene che tutto il materiale fossile (e storico) raccolto in Italia debba essere riesaminato alla luce della (ri)scoperta di *Lepus corsicanus*. Tale rivisitazione è di fondamentale importanza anche per supportare le ipotesi evolutive proposte da Pierpaoli e coll. (1999) e per la calibrazione dei tempi di separazione stimati sulla base delle distanze genetiche tra i diversi taxa. Ad esempio, osservazioni morfologiche preliminari realizzate da Riga e Trocchi sui reperti cranici di *Lepus* provenienti dalla Grotta Romanelli (Lecce) e conservati presso il Museo Nazionale Preistorico Etnografico «L. Pigorini» di Roma, hanno permesso di identificare solo *Lepus corsicanus* e non già *Lepus europaeus*, come attribuito in precedenza. Analoghe osservazioni preliminari compiute sui reperti del Pleistocene superiore di Melpignano (sempre nella penisola Salentina), rinvenuti in ventarole tipiche nella Formazione della Pietra Leccese (Iacoangeli, 1997), sono ugualmente ascrivibili a *Lepus corsicanus* anziché a *Lepus europaeus*. In tale contesto *Lepus corsicanus* sarebbe associato, tra l'altro, a *Oryctolagus cuniculus*, *Erinaceus europaeus*, *Meles meles*, *Lynx lynx*, *Vulpes vulpes*, *Canis lupus*, *Capreolus capreolus*, *Dama dama*, *Sus scrofa* e anche *Homo cf. neanderthalensis*.

La mammalofauna Pre-Neolitica della Sardegna (circa 9.000 anni fa) non comprendeva il Genere *Lepus*, ma solo quattro specie autoctone, che gradualmente si estinsero dopo l'arrivo dell'Uomo e delle specie introdotte (Azzaroli, 1980; Esu e Kotsakis, 1980; Vigne, 1992). Non vi sono indicazioni precise sul periodo di introduzione di *Lepus* “*capensis*” *mediterraneus*, né a quali popolazioni, probabilmente Nordafricane, si possa attribuire l'origine.

2.1.2 Evoluzione del genere *Lepus* in Europa

2.1.2.1 Tassonomia e distribuzione

La tassonomia, l'evoluzione e la genetica di popolazione del Genere *Lepus* sono poco conosciute e con dubbi ancora irrisolti. Le cause di tali difficoltà possono essere diverse e concorrere singolarmente o in associazione, alla generazione dei fattori di incertezza:

- la recente e rapida differenziazione del genere *Lepus*;

- l'elevato grado di variabilità intraspecifica osservato in specie ad ampia distribuzione come *L. capensis*;
- le traslocazioni e le introduzioni ad opera dell'Uomo effettuate in epoca storica;
- l'ibridazione tra specie con caratteristiche eco-etologiche anche molto differenti come *L. europaeus* e *L. timidus*.

Storicamente in Italia e nelle maggiori isole mediterranee, sono stati riconosciuti 4 *taxa*: *L. corsicanus*, *L. europaeus*, *L. «c.» mediterraneus*, *L. timidus*.

L. corsicanus, specie endemica distribuita nell'Italia centro-meridionale ed in Sicilia, introdotta prima del 16° secolo in Corsica (Vigne, 1988), inizialmente classificata come buona specie da De Winton (1898), è stata in seguito riclassificata come sottospecie di *L. europaeus* da diversi autori (Miller, 1912; Ellermann e Morrison-Scott, 1951). Recenti analisi morfologiche (Palacios, 1996; Riga et al., 2001) e molecolari (Pierpaoli et al., 1999), hanno indotto a rivalutare la Lepre italiana come buona specie.

L. europaeus è la specie a maggior diffusione a livello continentale. La distribuzione, la consistenza e la composizione delle popolazioni locali della specie sono state notevolmente influenzate dall'opera dell'Uomo. Tale processo ha interessato anche il nostro Paese, dove originariamente la specie era distribuita in tutte le regioni centro-settentrionali con una sottospecie autoctona, *L. e. meridiei* (secondo la classificazione tradizionale), ma a seguito dei rilasci effettuati a fini venatori, la distribuzione è stata estesa virtualmente a tutta l'Italia peninsulare. Di conseguenza, si ritiene che le popolazioni autoctone della Penisola siano state rimpiazzate da popolazioni (di *L. europaeus*) di composizione genetica mista. In Sicilia, nonostante i massicci rilasci di *L. europaeus* effettuati nel corso degli ultimi decenni ed interrotti solo in anni recenti, non sono state individuate popolazioni di Lepre europea (l'unica forma presente sull'isola è *L. corsicanus*).

L. «capensis» mediterraneus (Lepre sarda) è tradizionalmente considerata una sottospecie della Lepre del capo, (Ellermann e Morrison-Scott, 1951; Toschi, 1965; Corbet, 1978; Amori et al., 1999; Spagnesi, 1999), benché inizialmente sia stata descritta come buona specie da Wagner (1841) e come tale accettata da De Winton (1898) e da Miller (1912). La tassonomia di questo *taxon* non è comunque chiara e in anni recenti Palacios (1998), sulla base di valutazioni morfologiche, ha rivalutato la tesi della sua collocazione al livello specifico (*L. mediterraneus*), sostenendo altresì la similitudine con le lepri dell'Africa nord-occidentale, le quali a loro volta differirebbero sostanzialmente dal *taxon* della regione del

Capo (*L. capensis*). D'altra parte la Lepre sarda risulta introdotta sull'Isola, molto probabilmente dal Nord Africa, considerato che il Genere *Lepus* non è autoctono del massiccio Sardo-corso (Azzaroli, 1980; Esu e Kotsakis, 1980; Vigne, 1992).

Analisi molecolari recenti (Alves et al. 2003; Pierpaoli e Randi, 2005), sembrano avvalorare l'ipotesi della distinzione tra le forme Nordafricane e Sudafricane di *L. capensis* (Figura 2), tuttavia il numero esiguo di campioni analizzati, così come le ridotte aree di campionamento, suggeriscono ancora cautela nell'accettare o rifiutare questa ipotesi, rimandando la soluzione del problema tassonomico ad un campionamento più esteso.

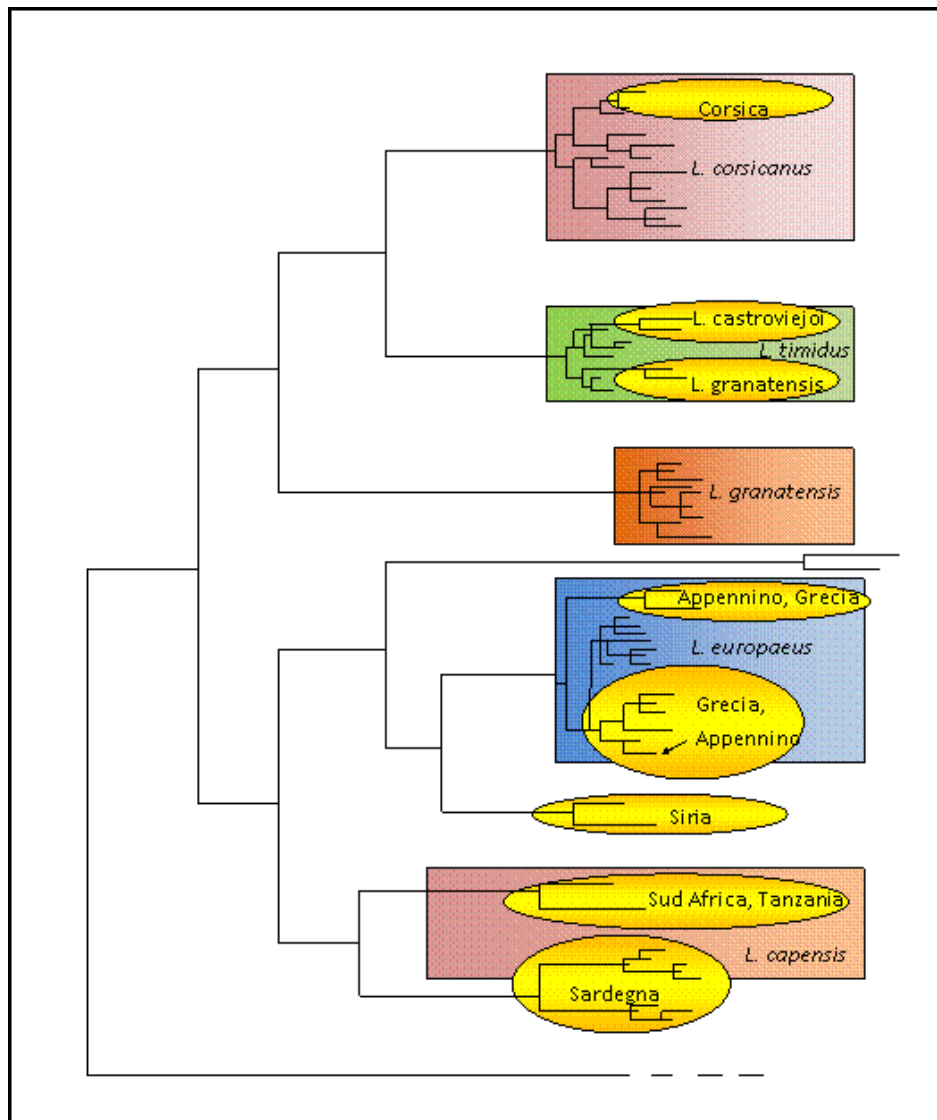


Figura 2 – Filogenesi della Regione di Controllo del Genere *Lepus* in Europa, ricostruita secondo il metodo Neighbor-Joining. Le singole specie sono rappresentate da diversi colori, sono riportate alcune aree di campionamento. Vengono inoltre evidenziati i campioni classificati come *L. granatensis* e *L. castroviejoi* nei quali è stato individuato DNAm di *L. timidus* (Pierpaoli e Randi 2005 mod.).

In attesa, quindi, di poter realizzare ulteriori analisi morfologiche e molecolari di confronto tra campioni di Lepre sarda e campioni provenienti dal Nord e dal Sud Africa, si ritiene di poter conservare la classificazione tradizionale di *L. «c.» mediterraneus*.

L. timidus (Lepre variabile) è una specie adattata ad ambienti freddi, con distribuzione circumpolare e popolazioni isolate in Irlanda, Scozia e nelle Alpi. Tuttavia i reperti fossili indicano che, durante l'ultimo periodo glaciale, *L. timidus* ha avuto una distribuzione molto più ampia, occupando la maggior parte dell'Europa centrale e del Regno Unito. Fossili di *L. timidus* sono stati infatti rinvenuti anche nella Penisola Iberica, in associazione con fossili di *Oryctolagus*, in siti del Pleistocene superiore presumibilmente caratterizzati da clima temperato (Lopez Martinez, 1980). Oggi *L. timidus* è distribuito in Italia lungo tutto l'arco alpino, con popolazioni relativamente stabili; per meglio conoscere la variabilità genetica, la struttura di popolazione e soprattutto l'eventuale ibridazione di questa specie con *L. europaeus* si rendono necessarie approfondite analisi anche in quest'area. Infatti, nella parte meridionale della Svezia, a seguito di introduzioni di *L. europaeus* effettuate nel XIX Secolo, si sono verificati fenomeni di competizione interspecifica e di ibridazione con *L. timidus* (Thulin et al., 1997); fenomeni che hanno portato ad una restrizione dell'areale di *L. timidus* nella parte meridionale della Svezia ed alla creazione di un area di simpatria nella quale le due specie continuano ad ibridare. Analogamente a quanto è avvenuto nella nostra Penisola, anche nella Penisola Iberica si sono verificate in passato erronee determinazioni tassonomiche dei *taxa* autoctoni: dalla individuazione di una singola specie (*L. capensis*) secondo Petter (1961), si è passati al riconoscimento di tre buone specie (*L. granatensis*, *L. castroviejoi*, *L. europaeus*) secondo Palacios (1983), confermate da analisi molecolari recenti (Alves et al., 2003, Pierpaoli et al., 2003). Occorre considerare che le penisole Italica ed Iberica rappresentano le aree di maggiore diversità per quanto riguarda il numero di specie del genere *Lepus* (Figura 3) in accordo con le teorie biogeografiche, che individuano in queste penisole e nella Balcanica tre aree di rifugio glaciale. In conseguenza dei ripetuti fenomeni di isolamento causati dall'avanzamento delle coltri gelate nel corso dei ripetuti cicli di glaciazione, in queste tre aree si sono verificati fenomeni di isolamento e conseguente differenziazione allopatrica (Hewitt, 1996). In accordo con questo modello evolutivo, *L. corsicanus*, *L. castroviejoi* e *L. granatensis* rappresentano forme relitte originate da un antenato comune durante una prima fase di dispersione e di speciazione di *Lepus* in Europa. Queste specie potrebbero essere state

confinare nelle loro attuali distribuzioni «marginali», sia dai cambiamenti climatici, sia da una successiva fase di dispersione di *L. europaeus* nell'Europa continentale.

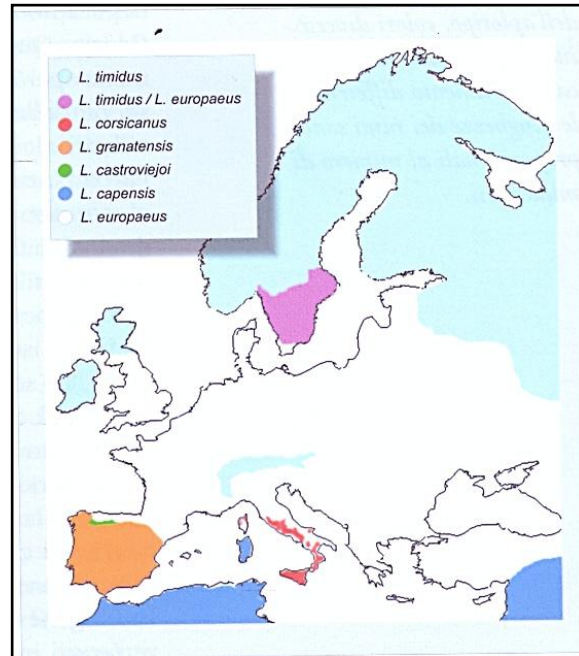


Figura 3 – Distribuzione in Europa delle specie del Genere *Lepus* (Trocchi e Riga 2005).

La filogenesi e la genetica di popolazione del genere *Lepus* sono state recentemente studiate attraverso il sequenziamento del Citocromo b (Cyb) e della Regione di Controllo (CR) del DNA mitocondriale (Pierpaoli et al., 1999, 2003; Alves et al., 2003). I risultati delle analisi condotte sulla Regione di Controllo in *L. corsicanus* (Figura 4) evidenziano un elevato grado di concordanza tra le relazioni genealogiche degli aplotipi e le località di campionamento, infatti individui campionati rispettivamente in Italia centrale, meridionale, Sicilia e Corsica mostrano aplotipi mitocondriali distinti e peculiari. L'Analisi Molecolare della Varianza (AMOVA), condotta ipotizzando l'esistenza di quattro popolazioni geografiche (Italia centrale, Italia meridionale, Sicilia e Corsica), indica che il 66% della variabilità genetica è distribuito tra le popolazioni, mentre il restante 34% è distribuito entro popolazione. Questi risultati indicano un significativo differenziamento tra popolazioni a livello genetico, con ridotti livelli di flusso genico tra le popolazioni geografiche. È di notevole interesse conservazionistico e gestionale il ritrovamento in Corsica di lepri (esemplari sospetti raccolti nel 1999-2001 da Christian Pietri) caratterizzate da DNAm appartenente a *L. corsicanus*. Infatti, questi dati, avvalorati anche da osservazioni dirette di Scalera e Angelici (2003), suggeriscono una rivalutazione dello *status* delle popolazioni corse

e la necessità di studi sulla loro consistenza numerica. L'analisi delle relazioni filogenetiche e delle distanze tra gli aplotipi della Corsica e gli aplotipi delle altre popolazioni italiane, indica nell'Italia centrale l'area di probabile origine delle popolazioni corse (Figura 4).

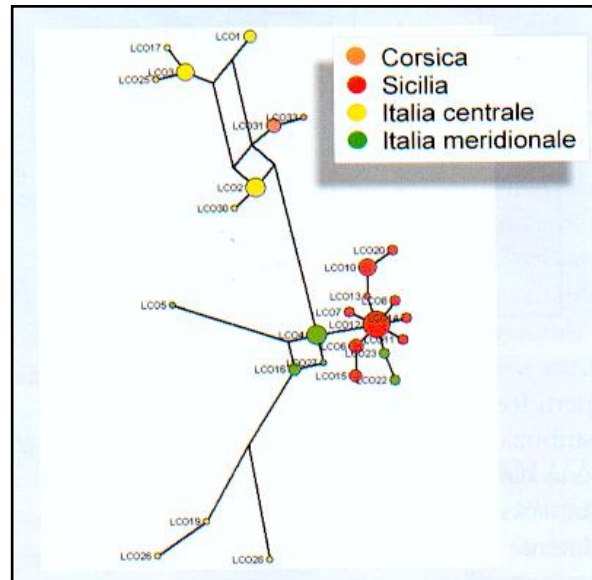


Figura 4 – Relazioni genealogiche tra gli aplotipi della Regione di Controllo illustrate da un Median Joining Network. Le dimensioni dei cerchi sono proporzionali alla frequenza dell'aplotipo, colori diversi indicano località di campionamento differenti, le lunghezze dei rami sono proporzionali al numero di mutazioni (Trocchi e Riga 2005).

Lo studio della struttura di popolazione in *L. europaeus* è reso particolarmente difficile dall'impatto dei rilasci effettuati a scopo venatorio. La quasi totalità degli aplotipi mitocondriali individuati nei campioni di origine italiana è molto simile, o identica, ad aplotipi di origine centroeuropea (Figura 2). Questo risultato indica l'assenza di differenziazione delle attuali popolazioni italiane e contribuisce ad avvalorare l'ipotesi (da sottoporre a verifica attraverso l'esame genetico dei reperti storici) della sostituzione delle popolazioni autoctone da parte di popolazioni di composizione genetica mista. Diversa appare la situazione delle popolazioni peninsulari greche (ove sono state tradizionalmente descritte le sottospecie *L. e. parnassius* e *L. e. niethammeri*, nel Peloponeso), i cui aplotipi mitocondriali appaiono piuttosto differenziati rispetto al resto degli aplotipi europei (Figura 2). Inoltre, più del 40% del totale degli aplotipi individuati in *L. europaeus* è peculiare dei campioni provenienti dalla Grecia. Queste evidenze indicano nella penisola greca una probabile area di isolamento per quanto riguarda *L. europaeus*, suggerendo particolare accortezza nella gestione delle popolazioni endemiche localizzate in quell'area. In Italia sono stati individuati alcuni campioni (originari di località montuose appenniniche: Monte Cusna, Parco Nazionale

d'Abruzzo, Lazio e Molise, Parco Nazionale del Pollino, probabilmente non molto interessate da fenomeni di ripopolamento) con aplotipi mitocondriali significativamente divergenti ed ancestrali, rispetto al *clade* principale di *L. europaeus*, filogeneticamente molto più simili ad alcuni aplotipi ancestrali greci. Questi aplotipi potrebbero rappresentare le vestigia della sottospecie *L. e. meridiei*, probabilmente isolata durante l'ultima glaciazione e rimasta confinata sulle alture appenniniche. La scarsità dei campioni impone, tuttavia, una particolare cautela nell'interpretazione di questi risultati. Per quanto riguarda la Lepre sarda, la filogenesi mitocondriale (Figura 2) indica un'origine comune ad antenati africani (unitamente a *L. habessinicus*, *L. starcki* e *L. europaeus*) e la presenza di due linee materne ben distinte; è da notarsi, tuttavia, che le località di campionamento non riflettono tale suddivisione, dal momento che campioni provenienti da aree vicine mostrano aplotipi appartenenti ad entrambe le linee.

La filogenesi mitocondriale indica ulteriori punti oscuri nella storia evolutiva del genere *Lepus*, infatti gli aplotipi mitocondriali di alcuni campioni di *L. granatensis* e di *L. castroviejo* si raggruppano all'interno del *clade* di *L. timidus* (Figura 2), suggerendo così l'ipotesi di una antica ibridazione tra dette specie, seguita da introgressione. Alves e coll. (2003), sequenziando il Citocromo b, hanno autonomamente confermato questi dati e ottenuto evidenze di introgressione di DNAm di *L. timidus* anche a carico di alcuni campioni di *L. europaeus* della Spagna. Le evidenze di una antica introgressione, così come le prove dell'attuale ibridazione tra *L. europaeus* e *L. timidus* in Svezia (Thulin et al., 1997), contribuiscono alla formalizzazione e all'applicazione al genere *Lepus* di un modello evolutivo ad *evoluzione reticolata*, nel quale l'ibridazione e l'introggressione tra specie distinte giocano un ruolo fondamentale nella determinazione della variabilità genetica osservata. I risultati di queste analisi indicano che *L. corsicanus*, *L. timidus*, *L. granatensis* e, probabilmente, *L. castroviejo*, appartengono ad una linea evolutiva differente dalla linea evolutiva a cui appartengono la Lepre europea, Lepre sarda e le lepri africane. In base ad una calibrazione del tasso di evoluzione molecolare, queste due linee, che divergono per circa il 12% della sequenza del citocromo b, potrebbero essersi separate circa tre milioni di anni fa, in accordo con i reperti fossili che documentano la prima presenza del genere *Lepus* in Europa nel Villafranchiano, cioè circa 2,5 milioni di anni fa (Lopez Martinez, 1980). La divergenza genetica indica che le due linee mitocondriali potrebbero essere originate durante il periodo di

transizione fra il Pliocene e il Pleistocene, cioè in una fase di grandi cambiamenti climatici che sono culminati con l'inizio delle glaciazioni.

2.1.3 Inquadramento Normativo

Al momento della promulgazione della legge n. 157 dell'11.12.1992 “Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio” la Lepre italiana non era conosciuta come buona specie, essendo prevalente la tesi che riteneva la forma “italica” di lepre una sottospecie di *Lepus europaeus*. D'altra parte non era ancora stato possibile accertare la fondatezza della tesi prospettata da Palacios et al. (1989) che tendeva a rivalutare la posizione sistematica di questo *taxon* indicata da De Winton (1898), sulla base unicamente di materiale storico museale e senza alcuna indicazione sull'effettiva esistenza di popolazioni sul territorio. È quindi evidente come le considerazioni tecniche propedeutiche alla definizione dell'elenco delle specie cacciabili in sede legislativa siano state fondate unicamente sulle conoscenze relative alla Lepre europea, una specie tradizionalmente cacciata in Italia e in Europa, il cui stato di conservazione non è comunque minacciato (se non a livello locale). La constatazione avvenuta con certezza solo negli ultimi anni (attraverso analisi multidisciplinari approfondite), che la forma “italica” di lepre appartiene ad una specie nettamente distinta e filogeneticamente molto diversa dalla Lepre europea (e soprattutto che esistono tuttora popolazioni vitali in varie regioni), non solo ha portato alla constatazione che si tratta di una “entità” faunistica tecnicamente non valutata a suo tempo dal Legislatore nazionale ai fini dell'eventuale inserimento tra quelle cacciabili, ma anche che si tratta di una forma largamente sconosciuta. Poiché la legge 157/92, riprendendo un principio già introdotto dalla legge n. 968/77 (che abolì il concetto di *res nullius* in riferimento alla fauna selvatica), concede unicamente la facoltà di impossessarsi, attraverso l'esercizio venatorio, di esemplari di specie (appartenenti al patrimonio indisponibile dello Stato) espressamente elencate all'art. 18 della medesima, ne deriva che *Lepus corsicanus* deve essere a tutti gli effetti considerata specie protetta. Anche in campo internazionale la mancanza di riferimenti giuridici è dipesa dal fatto che gli strumenti vigenti sono stati adottati quando ancora la specie non era conosciuta. Nella Tabella 1 si riporta il prospetto riepilogativo relativo alla differenti specie di Lagomorfi presenti in Italia e disciplinate dalla normativa comunitaria e nazionale.

SPECIE	Nome comune	Direttiva 92/43/CEE "Habitat"	Legge n.503/81 "Convenzione Berna"	Legge n. 197/92
<i>Lepus europaeus</i>	Lepre europea		In Allegato III ⁽⁴⁾	Cacciabile
<i>Lepus "capensis" mediterraneus</i>	Lepre sarda		In Allegato III ⁽⁴⁾	Cacciabile
<i>Lepus timidus</i>	Lepre variabile	In Allegato V ⁽²⁾	In Allegato III ⁽⁴⁾	Cacciabile
<i>Lepus corsicanus</i>	Lepre italiana	⁽³⁾	⁽³⁾	Protetta, salvo in Sicilia
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Coniglio selvatico			Cacciabile
<i>Sylvilagus floridanus</i> ⁽¹⁾	Silvilago			Cacciabile

Tabella 1 – Quadro sinottico dei principali strumenti normativi di conservazione e gestione dei Lagomorfi in Italia. (1) Specie esotica per la quale il Consiglio d'Europa suggerisce l'eradicazione.(2) Sfruttamento subordinato a misure di gestione.(3) Specie non ancora riconosciuta al momento dell'adozione del provvedimento.(4) Sfruttamento controllato delle popolazioni (da Trocchi e Riga 2005).

2.2 La Lepre Italiana

2.2.1 Sistematica

La validità della Lepre italiana (*L. corsicanus* De Winton, 1898) come buona specie è stata confermata solo di recente grazie a più complete analisi morfologiche (Riga et al., 2001) e alle moderne tecniche di analisi genetica, condotte sequenziando il DNA mitocondriale (Pierpaoli et al., 1999). In passato, dopo la prima descrizione condotta da W. E. De Winton (1898), altri Autori avevano considerato questo taxon come conspecifico di *L. europaeus*. Seguendo tale classificazione, si è per lungo tempo trascurata l'identità tassonomica della forma "italica" di lepre, ritenendo in anni più recenti che ormai fosse perduta a causa della competizione e dell'ibridazione con sottospecie alloctone di *L. europaeus* ripetutamente introdotte a scopo venatorio (Toschi, 1965). *L. corsicanus* è specie caratterizzata da una forte correlazione fra la variabilità genetica delle popolazioni (DNA mitocondriale) e la loro distribuzione geografica. Ne risulta che le popolazioni dell'Italia centrale (Toscana e Lazio) sono geneticamente diverse da quelle presenti nelle regioni meridionali della Penisola (Puglia, Campania, Basilicata e Calabria), che a loro volta differiscono da quelle siciliane. Anche indagini morfologiche preliminari tendono a confermare l'esistenza di differenze significative che si accordano con quelle genetiche; il cline osservato non può essere spiegato soltanto con la regola di Bergman, in quanto le singole popolazioni mostrano tendenze discordanti con essa (cfr. Trocchi e Riga, 2005).

Dal punto di vista filogenetico (Figura 5) *L. corsicanus* e *L. europaeus* appaiono come forme estremamente differenziate ed appartenenti a due linee evolutive autonome, in particolare *L. corsicanus*, con *L. timidus* e *L. granatensis* appartiene al gruppo di specie europee confinate in aree di rifugio glaciale, la cui speciazione potrebbe essere stata determinata dai ripetuti eventi di isolamento causati dall'alternarsi di periodi glaciali ed interglaciali. *L. europaeus* con *L. capensis mediterraneus*, *L. habessinicus* e *L. starcki* appartiene invece alla linea evolutiva composta dalle specie di origine africana. Le stime di divergenza, calcolate in base al numero di mutazioni, fanno risalire l'epoca di separazione tra le forme ancestrali dei due gruppi a circa 3 milioni di anni fa. Altri studi in corso, sia di

carattere genetico (microsatelliti) che morfologico (morfologia tridimensionale), sono finalizzati a meglio valutare la variabilità intra e interspecifica, anche rispetto a *L. castroviejo* dei monti Cantabrigi (Spagna), che presenta elementi morfologici di similitudine con *L. corsicanus*.

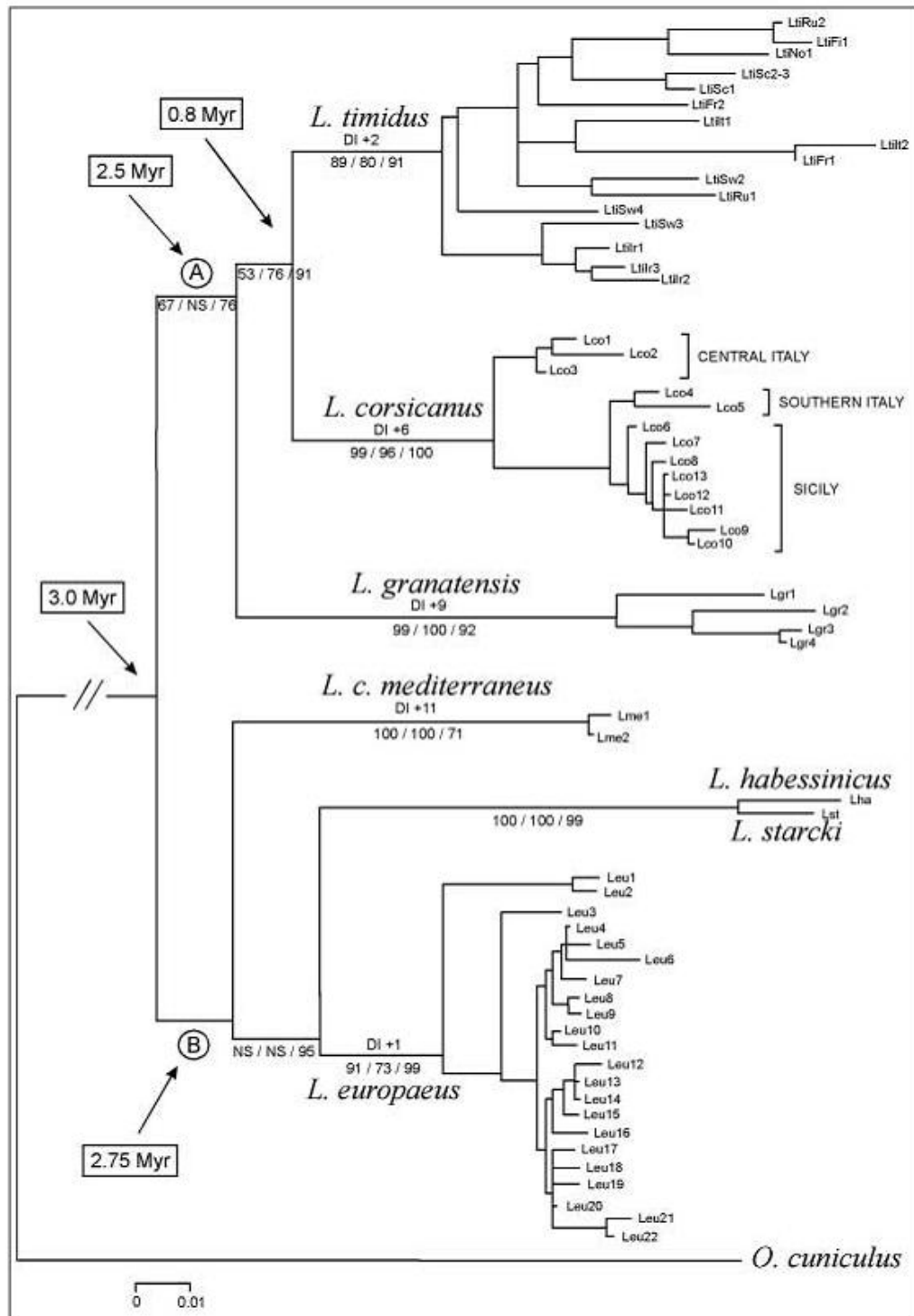


Figura 5 – Albero filogenetico del genere *Lepus* (Trocchi e Riga 2001).

2.2.2 Geonemia

Località tipica: Bastia; la specie sarebbe stata però introdotta in Corsica dall'Italia centro-meridionale non più tardi del XVI secolo (Vigne, 1992). *L. corsicanus* è un endemismo dell'Italia centro-meridionale e della Sicilia.

Fino agli anni '30 del Secolo scorso la specie era distribuita in Italia centro-meridionale (con limite settentrionale dato dall'Isola d'Elba sul versante tirrenico e dalla provincia di Foggia sul versante adriatico) ed in Sicilia; inoltre era presente in Corsica. Attualmente i confini dell'areale della Lepre italiana sono in via di definizione. In Sicilia la distribuzione sembra essere continua, mentre nell'Italia peninsulare, benché la specie sia stata ritrovata in tutte le regioni interessate dall'areale storico, si riconoscono soltanto popolazioni localizzate (Trocchi e Riga, 2001). Le ricerche condotte sull'Isola d'Elba e sull'Isola di Pianosa hanno permesso di accertare solo la presenza della Lepre europea. In Corsica la Lepre italiana è stata rintracciata a più riprese anche per mezzo di analisi genetiche (Trocchi e Riga, 2001; Angelici e Luiselli, 2001; Pietri, 2007).

2.2.3 Morfologia

2.2.3.1 Descrizione della specie

Benché simile nell'aspetto generale, rispetto alla Lepre europea, la Lepre italiana ha forme relativamente più slanciate, infatti, la lunghezza testa-corpo, il piede posteriore e soprattutto le orecchie sono proporzionalmente più lunghe; il peso medio degli adulti è di circa 800 g inferiore. Le caratteristiche morfologiche suddette possono lasciare intendere una migliore capacità di termoregolazione e adattamento della Lepre italiana al clima caldo degli ambienti mediterranei; per contro è noto che la Lepre europea è bene adattata agli ambienti aperti con clima di tipo continentale. La colorazione del mantello (Figura 10, §2.4) differisce da quella della Lepre europea per le tonalità più fulve, specialmente sulle cosce e sul groppone, dove la parte distale dei peli di borra è gialliccia anziché grigiastra. La discriminazione tra le due specie in natura non è agevole, specialmente ad occhio nudo e con gli animali in movimento. Le caratteristiche diagnostiche più evidenti e il loro confronto tali

da permettere la discriminazione tra le due specie verranno trattate dettagliatamente nel paragrafo 2.4.

L'analisi morfologica ha evidenziato una generale uniformità tra le popolazioni, in particolare tra quelle della Penisola, mentre esistono delle lievi differenze tra le popolazioni della Sicilia e dell'Italia peninsulare dovute probabilmente a fattori casuali legati all'isolamento geografico tra le aree (Trocchi e Riga, 2005).

2.2.3.2 Variabilità dei caratteri

In *L. corsicanus* non vi è dimorfismo sessuale. Attualmente non esiste uno studio sistematico dei mantelli di *L. corsicanus*, tuttavia i caratteri diagnostici sono persistenti nel corso delle stagioni. Si osserva che di norma il mantello delle popolazioni siciliane è di tonalità complessivamente più chiare, mentre quelle dell'Italia centrale presentano tonalità più accentuate. L'analisi delle sequenze del mtDNA indica la presenza di differenze genetiche ed assenza di flusso genico fra i campioni di Lepre italica provenienti da varie località dell'Italia centrale, meridionale e della Sicilia. La divergenza genetica fra i diversi aplotipi mitocondriali presenti nella Lepre italica (Figura 4) potrebbe essere stata generata nel corso degli ultimi 120.000 – 45.000 anni, suggerendo che l'isolamento della specie in Italia centro-meridionale sia piuttosto antico. La colonizzazione della Sicilia può essere avvenuta nei periodi glaciali quando il livello del mare Mediterraneo era di circa 110 metri inferiore all'attuale e la Sicilia fu connessa con la penisola Italiana. La separazione della Sicilia fin dal termine dell'ultima glaciazione spiega la divergenza genetica fra le popolazioni peninsulari ed insulari di Lepre italica.

2.2.3.3 Riconoscimento del sesso

Dalle osservazione in natura, non è possibile riconoscere con certezza i maschi dalle femmine sulla base dell'aspetto esterno; solo in limitati casi si possono riconoscere femmine gravide o allattanti. La postura ed il comportamento non sono di norma elementi diagnostici affidabili per il comune osservatore. Benché sia una convinzione assai diffusa non trova ugualmente riscontro la distinzione dei sessi attraverso l'esame della forma delle feci. Con l'esemplare tenuto in mano, vivo o morto, è possibile attraverso l'esame degli organi genitali

esterni riconoscere il sesso di un individuo; esso si può rilevare anche nei leprotti ma con qualche difficoltà negli esemplari più giovani.

2.2.3.4 Determinazione dell'età

Non sono attualmente disponibili informazioni tecnicamente adeguate sulla stima dell'età nella Lepre italica, in particolare non è ancora stato possibile lo studio di elementi diagnostici, come il tubercolo di Stroh ed il peso secco del cristallino, su esemplari di età nota.

2.2.4 Habitat

La distribuzione ecologica di *L. corsicanus* sembra confermare l'adattamento prevalente della specie agli ambienti caratterizzati da un clima di tipo mediterraneo (Tomaselli et al., 1973; Blondel e Aronson, 1999;), benché essa sia presente dal livello del mare fino a 2.000 m s.l.m. in Appennino e a 2.400 m s.l.m. sull'Etna (Riga et al., 2003b; Angelici e Luiselli, 2001).

Gli ambienti preferiti sembrano essere quelli con spiccate caratteristiche ecotonali ed elevata eterogeneità ambientale in grado di offrire alla specie zone di rifugio, e siti di alimentazione (Trocchi e Riga, 2005; Ricci et al., 2007; Fusco et al. 2007). In particolare viene rinvenuta in ambienti con alternanza di radure, zone cespugliate e boschi di latifoglie, tra gli ambienti naturali; tra le aree coltivate, frequenta colture cerealicole, vigneti ed uliveti; inoltre, può occupare aree di macchia mediterranea con densa copertura vegetazionale, compresi gli ambienti dunali.

Un modello preliminare di idoneità ambientale condotto da Riga e coll. (2003b), confrontando le caratteristiche ecologiche e climatiche delle aree di presenza certa della specie, con quelle di localizzazioni casuali ha dimostrato che i valori medi delle temperature minime costituiscono la principale variabile in grado di influenzare la distribuzione della specie. Un tale risultato sembra essere in accordo con l'ipotesi di una specie adattata a climi prevalentemente mediterranei (come suggerito da alcune caratteristiche morfologiche, dalla distribuzione e dalla biologia riproduttiva); inoltre, potrebbe spiegare la distribuzione della specie (storica ed attuale) e la sua limitata diffusione verso l'Italia settentrionale al termine dell'ultimo periodo glaciale.

Studi sull'ecologia della Lepre italiana sono stati effettuati dall'ISPRA anche su piccole popolazioni situate ai margini settentrionali dell'areale, in provincia di Grosseto e in provincia de L'Aquila. Nella Maremma grossetana l'analisi della vocazionalità ambientale effettuata per la Lepre italiana ha evidenziato che la specie è distribuita entro *core areas* rappresentate da ampi boschi di Latifoglie miste (soprattutto di Cerro e Farnetto). *L. corsicanus* si colloca in un *range* altitudinale compreso tra 25 m e 335 m s.l.m. e presenta un indice chilometrico di abbondanza (IKA) di 0,33 lepri/km (0,04 – 1,33 lepri/Km). *L. europaeus* mostra, invece, una distribuzione diffusa su tutto il territorio provinciale (osservazioni comprese dai 30 m ai 1.440 m s.l.m.) con un'abbondanza reattiva (0,18 lepri/km) mediamente inferiore di *L. corsicanus* nelle aree di simpatia e superiore (0,56 lepri/km) nelle aree dove è l'unica specie presente, sebbene tali aree siano caratterizzate da uguale tipologia di gestione rispetto alle precedenti. Tale studio ha permesso, inoltre, di progettare una rete ecologica locale per la Lepre italiana, che può essere considerato un prototipo per la progettazione di altri analoghi strumenti (Macchia et al., 2005). Lo studio realizzato in provincia de L'Aquila, nella Riserva Naturale Regionale “Gole del Sagittario” evidenzia come l'ambiente frequentato da *L. europaeus* risulti meno eterogeneo rispetto a quello in cui è stato osservato *L. corsicanus*. Nel primo caso si tratta di praterie d'alta quota e da zone a pascolo naturale, con marginali lembi di bosco di latifoglie ad alto fusto e/o piccole aree di rimboschimento a conifere. Le lepri italiane, invece, frequentano aree con boschi di latifoglie con estensione e perimetro (sviluppo ecotonale) significativamente più estesi; infatti *L. corsicanus* è stata osservata sempre ad una distanza massima di 150 m da aree marginali o intercalari di boschi di latifoglie a differenza della *L. europea* che è stata contattata anche ad 11 km dalle stesse tipologie ambientali (Ricci et al., 2007). La ricerca ha confermato anche l'ipotesi di adattamento agli ambienti mediterranei di *L. corsicanus* (rinvenuta solo tra 470 e gli 800 m s.l.m. , mentre la *L. europea* frequenta una fascia fino ai 1600 m s.l.m.). Queste informazioni preliminari indicano con chiarezza una “zonazione altitudinale” tra le due specie di lepre, riferibile probabilmente ad esigenze ecologiche diverse (Ricci et al., 2007). Questi dati nel loro complesso possono costituire informazioni utili allo scopo di pianificare reti ecologiche della specie, per l'orientamento delle azioni di miglioramento ambientale e per definire i siti più idonei per i futuri progetti di reintroduzione.

In Sicilia, dove è l'unica lepre presente, la specie occupa una grande varietà di ambienti, prediligendo i prati-pascoli collinari e montani, le radure ai margini dei boschi di latifoglie

(sia decidui che sempreverdi) e gli incolti cespugliati. I pascoli artificiali e le garighe sono fra gli ambienti seminaturali quelli preferiti. Tra le aree coltivate sono utilizzate soprattutto quelle cerealicole, ma frequenta anche vigneti, uliveti, mandorleti ed occasionalmente agrumeti, ad esempio nella piana di Catania (Lo Valvo, 2007).

Tra gli altri fattori che influenzano la distribuzione della Lepre italica, si osserva che i sistemi colturali intensivi influiscono negativamente sulla presenza della specie; infatti, lo sviluppo della meccanizzazione agricola, l'intensificazione colturale e l'espansione delle monoculture, limitando gli ambienti ecotonali, riducono la disponibilità di rifugio, di alimentazione e di allevamento della prole.

Inoltre, l'utilizzo dei fitofarmaci, tipico delle zone fortemente coltivate, produce ulteriori effetti negativi, sia diretti (per tossicità acuta e cronica attraverso l'ingestione) sia indiretti (riduzione di risorse trofiche).

Anche la densità delle strade sembra influire negativamente sull'idoneità dell'ambiente per la Lepre in quanto provoca, oltre alla mortalità dovuta agli incidenti stradali, l'isolamento delle popolazioni e l'ulteriore frammentazione dell'habitat. I cespuglieti, invece, aumentando le possibilità per gli individui di reperire siti idonei per il rifugio, rappresentano elementi naturali favoriti dalla specie.

Lo Valvo e collaboratori (in stampa) hanno studiato la dinamica di una piccola popolazione di *L. corsicanus* all'interno del Parco Regionale delle Madonie (Sicilia), attraverso conteggi notturni distribuiti nell'arco di un anno. L'intera area è rappresentata da una zona collinare-montana, vasta circa 80 ettari, ad un'altitudine compresa tra i 710 e i 940 m s.l.m., caratterizzata prevalentemente da bosco di leccio (*Quercus ilex*) e roverella (*Quercus pubescens*) alternato ad aree a macchia mediterranea e prati-pascoli. Nelle zone aperte di osservazione sono state rilevate densità variabili da un minimo di 15 ad un massimo di 103 soggetti per 100 ettari. Dall'analisi dell'andamento dei conteggi durante il periodo di censimento, appare evidente un incremento del numero di lepri nel periodo che va dalla metà di febbraio a giugno, con un picco intorno alla metà di aprile. Poiché *L. corsicanus* nell'area di studio sembra mostrare una scarsa mobilità, con piccoli spostamenti tra aree contigue e considerato che non vi sarebbe un periodo di diapausa riproduttiva, l'incremento osservato in primavera sembra essere legato ad una migliore contattabilità e/o ad un maggior tasso riproduttivo della popolazione.

2.2.5 Alimentazione

Gli studi che riguardano l'alimentazione della Lepre italica sono ancora pochi, ma le osservazioni notturne di individui sia in precedenti ricerche che durante il progetto descritto, mostrano la frequentazione di pascoli, prati-pascoli e coltivazioni cerealicole in autunno-inverno, come accade per *L. europaeus*.

Precedenti informazioni specifiche sono disponibili solo per il territorio del Parco Regionale dell'Etna, in cui è stato condotto uno studio analitico sull'alimentazione della Lepre italica (Mangiafico et al., 2005), ambiente dove la specie si trova al limite estremo altitudinale di diffusione. La specificità biogeografica dell'area di studio rende difficile l'estrapolazione dei risultati ai contesti appenninici.

Lo studio è stato condotto in 5 aree campione del Parco, con il metodo dell'analisi micrografica delle feci (Chapuis, 1980; Butet, 1985) che prevede l'analisi microscopica dei residui vegetali presenti negli escrementi, previa costituzione di un atlante delle specie floristiche delle aree campione; il campionamento è avvenuto su base stagionale (autunno escluso). I risultati dimostrano una dieta molto diversificata, con una netta preferenza nei confronti delle *Graminacee*, così come osservato in altri Lagomorfi.

Di fatto la dieta si basa principalmente sul consumo di *Graminacee*; sia in estate che in inverno il consumo di tali piante è praticamente costante e in primavera addirittura si accresce, nonostante la maggiore disponibilità di alimenti alternativi.

In particolare le Famiglie più importanti sono risultate le *Graminaceae* (20.46%), le *Leguminosae* (10.04%) e le *Compositae* (6.89%). Altre Famiglie appetite sono le *Cyperaceae*, le *Juncaceae*, consumate in tutte le stagioni e le *Labiatae*, consumate soprattutto durante il periodo estivo.

Solo in inverno, quando a quelle altitudini può essere presente una spessa coltre di neve che limita la disponibilità di *Graminacee*, la gamma di piante utilizzate apparsa decisamente ridotta a vantaggio delle specie arboree, come le *Fagaceae* e le *Pinaceae* (sia di foglie, sia di gemme, sia di cortecce).

In estate la scelta alimentare si riduce rispetto alla primavera e si orienta sui *taxa* più resistenti al clima xerico dell'area (es. foglie di *Rumex scutatus* ssp. *aetnensis*, di *Astragalus siculus* e di *Compositae*).

La specie dimostra, quindi, capacità di adattamento alimentare rispetto a condizioni climatiche estreme (forte aridità nel periodo estivo e innevamento consistente nel periodo invernale).

In Basilicata, nel Parco regionale di Gallipoli-Cognato (MT), è in corso un analogo studio. Risultati preliminari (Fascetti et al., 2009) evidenziano come le parti vegetali più appetite siano le foglie (95%) e che anche in quest'area vi è una prevalenza delle *Graminaceae*; nel periodo primaverile-estivo sono consumate almeno 35 specie.

2.2.6 Etologia

Quasi sconosciute sono le modalità di uso dello spazio ed i ritmi di attività della Lepre italica. La specie sembra avere un comportamento sedentario con spazi vitali relativamente piccoli; Lo Valvo (2007) con tecnica radiotelemetrica ha calcolato usando il metodo del Minimo Poligono Convesso (MCP) dimensioni comprese tra 0,7 e 27,7 ha. Dopo il tramonto frequenta quasi sempre e per quasi l'intera notte le stesse aree di pastura, nelle cui immediate vicinanze stabilisce in seguito i covi diurni (Angelici e Spagnesi, 2008). Nelle aree di sintopia con la Lepre europea è stato possibile osservare esemplari di entrambe le specie in alimentazione nei medesimi pascoli senza sostanziali interferenze.

Se scovata nel folto della vegetazione la Lepre italica sembra mantenersi più a lungo nascosta, compiendo anche brevi spostamenti e rimesse, a differenza della Lepre europea che una volta scovata tende a lanciarsi in corse precipitose sfruttando sentieri e stradelli ed uscendo allo scoperto, per rimettersi solo dopo un lungo tragitto. La corsa della Lepre italica è comunque molto agile e caratterizzata da lunghissimi balzi, sopra la vegetazione erbacea, con gli arti completamente estesi. Durante le perlustrazioni notturne col faro si nota più spesso che nella Lepre europea il comportamento di allerta ed osservazione in posizione eretta sulle zampe posteriori (*standing*).

2.2.7 Demografia e dinamica di popolazione

Le conoscenze sulla biologia riproduttiva di *L. corsicanus* sono ancora scarse. La fenologia riproduttiva conferma ancora una volta l'adattamento all'ambiente mediterraneo, in

quanto presenta una riproduzione protratta tutto l'anno, con un picco delle nascite in primavera e due minimi in inverno ed in estate.

L. corsicanus e *L. europaeus* e sembrano seguire due diverse strategie riproduttive (De Marinis et al., 2007):

nella prima specie, come per *L. (c.) mediterraneus*, la strategia si basa su di un'attività riproduttiva protratta per tutto l'anno, anche se con variazioni stagionali, ed una dimensione della figliata in media inferiore a 2 (Figura 6);

nella seconda la strategia si basa sulla concentrazione delle nascite nei periodi più favorevoli dell'anno, con figliate numerose e diapausa autunnale.

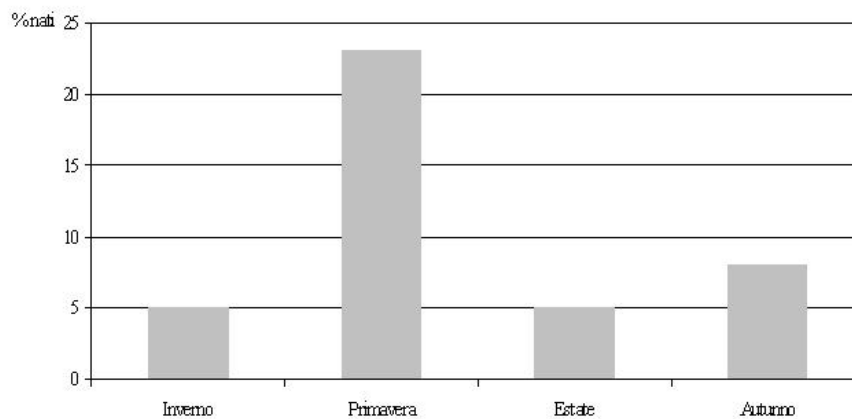


Figura 6 – Fenologia riproduttiva in *Lepus corsicanus* (De Marinis et al., 2007).

Parametri riproduttivi medi	<i>L.corsicanus</i>	<i>L.(c.)mediterraneus</i>	<i>L.(c.)mediterraneus</i> (allevamento)	<i>L. europaeus</i> (allevamento)
Cicatrici placentali e/o feti / femmina	3,0 (1-6)	3,6 (1-6)	6,7 (4,8-8,4)*	8,5 (1-20)*
Cicatrici placentali e/o feti / parto	1,6 (1-3)	1,4 (1-3)	1,6 (1-3)*	2,2 (1-4)*
Parti / femmina	2,7 (1-4)	2,6 (1-4)	4 (1-6)	3,9 (1-6)

Tabella 2 – Principali parametri riproduttivi di *Lepus corsicanus*, *L. (c.) mediterraneus* e *L. europaeus*, calcolati su campioni raccolti in natura o su esemplari mantenuti in cattività (De Marinis et al., 2007). * leprotti nati

La Tabella 2 mostra come le dimensioni medie delle figliate registrate in *L. corsicanus* e *L. (c.) mediterraneus* siano analoghe a quelle accertate in altre specie adattate a climi caldi come *L. granatensis* (1,78 - Alves et al. 2003), *L. capensis* dell'emisfero australe (1,5 - Flux 1981), *L. nigricollis* (1,8 - Chapman e Flux 1990) e *L. alleni* (1,9 - Swihart 1984), ma nel

complesso tendano ad essere inferiori a quelle di altre specie che vivono in climi temperato-freddi, tra cui *L. europaeus* (Swihart 1984, Alves e Rocha 2003, Hackländer 2007). La dimensione massima delle figliate osservata su femmine gravide è stata di 4 feti (differentemente dalla Lepre europea in cui si raggiungono i 7 feti; Trocchi e Riga, 2005), con una media di 1,86 (2,4 nella Lepre europea; Trocchi e Riga, 2005). Una ricerca condotta su campioni raccolti in natura o su esemplari mantenuti in cattività ha riscontrato un numero di 2,7 (da un minimo di 1 ad un massimo di 4) parti per femmina (De Marinis et al., 2007).

Il citato lavoro di De Marinis e coll. (2007) conferma anche in *L. corsicanus*, così come in *L. (c.) mediterraneus*, il fenomeno del riassorbimento embrionale/fetale, già noto per varie specie di Lagomorfi, tra cui *L. granatensis* (Alves et al. 2003), *L. europaeus* (Raczynski 1964, Flux 1967, Lloyds 1968, Pèpin et al. 1981) e *Oryctolagus cuniculus* (De Marinis et al. 2005). Il significato adattativo di questo fenomeno sarebbe da ascrivere ad un fenomeno di regolazione interna della fecondità, in relazione all'investimento energetico della femmina. A tale proposito appare interessante il caso di una Lepre italiana affetta da E.B.H.S. trovata deceduta con un riassorbimento in atto.

Non vi sono dati relativi ai tassi di sopravvivenza e sulla struttura delle popolazioni della specie. La più pericolosa patologia per la Lepre italiana, così come per la Lepre europea, è l'*European Brown Hare Syndrome* (EBHS) o epatite virale della lepre, un'infezione caratterizzata da un'elevata mortalità (Trocchi e Riga, 2001). La Lepre europea risulta essere il serbatoio naturale dell'infezione, per cui le ripetute attività di ripopolamento per fini venatori nelle aree di residua presenza della Lepre italiana rappresentano una costante minaccia per quest'ultima specie. Stancampiano e coll. (2009) hanno preso in esame gli Eliminti gastro-intestinali di *L. corsicanus*, su un campione di 30 esemplari provenienti da tutto l'areale. Gli Autori hanno identificato 5 specie di parassiti: tre Nematodi (tra cui *Trichostrongylus retortaeformis*, la specie dominante) e due Cestodi, senza differenze tra i sessi o l'origine delle lepri. La comunità elmintica di *L. corsicanus* è risultata strutturata quanto quella di *L. europaeus*. Altre cause di mortalità riconosciute sono rappresentate dalle avversità climatiche, in particolare per i giovani e la predazione da parte soprattutto di volpi, cani e gatti rinselvaticiti (cfr. § 2.2.10).

Tra le cause di mortalità indotta dall'Uomo un posto di rilievo si può certamente attribuire agli abbattimenti illegali (più o meno consapevoli), specialmente a carico delle

popolazioni peninsulari, in quanto presenti nelle aree ove è ammessa la caccia alla Lepre europea.

2.2.8 Aspetti paleontologici, biogeografici e distribuzione in tempi storici

E' in corso uno studio approfondito volto ad approfondire le differenze osteologiche e ontologiche tra tutti i taxa italiani di *Lepus*; tale studio è propedeutico a studi paleontologici e archeozoologici specifici, necessari alla luce della riscoperta *L. corsicanus*. Una rivisitazione del materiale paleontologico e archeozoologico è di fondamentale importanza anche per supportare le ipotesi evolutive proposte da Pierpaoli e coll. (1999) e per l'eventuale conferma dei tempi di separazione stimati sulla base delle distanze genetiche tra i diversi taxa.

Sull'origine della lepre in Sicilia sono state formulate diverse ipotesi. Fino a qualche tempo fa si riteneva che potesse essere stata introdotta dall'Italia continentale sulla base di uno scritto attribuito ad Aristotele (*Costitution de Rhégion*), nel quale veniva con enfasi narrato come, intorno al V secolo a. C., Anassila, imperatore di origine greca, avesse introdotto la lepre in Sicilia, dove ancora questa non sarebbe esistita. Oggi l'orientamento generale è quello di ritenere la lepre già presente in Sicilia prima dell'arrivo dei greci. Infatti, oltre ad elementi di carattere storico-linguistico ed al ritrovamento di alcuni resti fossili (Anca, 1860; Tagliacozzo, 1993), vi sono chiare indicazioni di carattere filogenetico, che farebbero risalire la presenza di *L. corsicanus* sull'Isola ad un periodo compreso tra 45.000 e 121.000 anni fa (Pierpaoli et al., 1999).

Secondo Bonfiglio e Kotsakis (1987) i primi reperti di *Lepus* per la Sicilia risalirebbero alla fase finale dell'ultima glaciazione.

Per quanto riguarda i reperti di *Lepus* raccolti in tempi storici, si conoscono le mandibole ritrovate negli scavi condotti negli anni Novanta in località Alia (Palermo), conservate presso il Museo di Zoologia dell'Università di Palermo, che risalirebbero al XI-XII secolo e che secondo Lo Valvo sono attribuibili a *Lepus corsicanus*.

La letteratura scientifica prodotta dai maggiori naturalisti dell'Ottocento (Doderlein, 1872) riporta la presenza di una lepre (denominata nel secolo scorso *L. timidus* = *L. europaeus*) in Sicilia, senza indicazione alcuna sulla sua diffusione nell'Isola e sul suo grado di abbondanza.

Ghigi (1911) in un'analisi di distribuzione e abbondanza locale di alcuni mammiferi nell'Italia centro-meridionale ed in Sicilia, indica la lepre come generalmente frequente, ma con una tendenza alla diminuzione per la caccia intensa.

La rideterminazione di gran parte dei reperti museali di *Lepus* raccolti in Italia e in Corsica (presenti in vari musei italiani ed esteri) effettuata da Palacios (1996), da Lo Valvo e coll. (1997) e da Riga e coll. (2001) ha consentito di ricostruire la distribuzione storica di *L. corsicanus* (prima dell'inizio dei ripopolamenti intensivi con *L. europaeus*), come riportata già nel paragrafo 2.2.2.

2.2.9 Distribuzione e consistenze attuali

Italia

L'areale odierno della Lepre italiana su scala nazionale, non è ancora completamente definito, a causa dell'elevata frammentazione delle popolazioni e dell'elusività della specie. Allo stato attuale la distribuzione accertata nell'ultimo decennio (Trocchi e Riga, 2005) (Fig. 1) evidenzia il limite settentrionale, sul versante tirrenico, nelle province di Grosseto (porzione più meridionale) e di Terni (Allerona); Angelici e Spagnesi (2008) riportano la presenza anche nella porzione orientale della Provincia di Perugia. Sul versante adriatico, la specie è stata trovata in una ristretta area in provincia de L'Aquila e sul Gargano (Foggia); Angelici e Spagnesi (2008) ne evidenziano la presenza ad Est di Isernia e in un'area posta tra le province di Bari e Taranto. Sul lato tirrenico, a sud della Toscana, fino alla provincia di Reggio Calabria, la specie occupa tutte le regioni, con popolazioni "relict", spesso isolate in aree protette o di difficile accesso (Angelici, 1998; Riga *et al.*, 2001; Trocchi e Riga, 2005; Angelici e Spagnesi, 2008). In Sicilia la distribuzione della specie è continua (Trocchi e Riga, 2001).

Ancora poche indagini sono state compiute per valutare la densità della specie sul territorio. I primi risultati di studi in corso, realizzati con la tecnica dello *spot light census* e che interessano quasi 1.000 km di percorsi campione nell'Italia centro-meridionale ed in Sicilia, evidenziano come in Sicilia e nella Penisola vi siano analoghe densità delle lepri sul territorio, tuttavia, nella seconda area il dato si riferisce alla presenza cumulativa di *L. europaeus* e di *L. corsicanus*. Tale condizione potrebbe riflettere un'interferenza sfavorevole della specie introdotta rispetto a quella autoctona, così come una sostanziale vicinanza tra

esse. Rimarchevole è la differenza di densità tra le aree protette e quelle ove è ammesso l'esercizio venatorio. Nelle regioni peninsulari la distribuzione risulta essere decisamente contratta, con popolazioni isolate e rarefatte.

Lazio

Per quanto riguarda nello specifico il territorio regionale del Lazio, nell'ambito del progetto di ricerca è stata confermata la presenza della specie in diverse aree, identificando, inoltre, nuclei di popolazioni abbastanza isolate e frammentate (Figura 24, §5.1).

2.2.10 Minacce e fattori limitanti

I criteri utilizzati per l'individuazione delle specie minacciate si basano su rilevamenti protratti nel tempo dai quali sia possibile osservare o prevedere, mediante l'applicazione di modelli teorici di tipo probabilistico come ad es. la *Population Viability Analysis* (PVA), una riduzione o un declino delle popolazioni in esame. La riscoperta della Lepre italiana, la difficoltà di ottenere dati utili su scala dettagliata, in particolare dalle zone in cui si esercita l'attività venatoria, oltreché la scarsità di dati di confronto oggettivi per il passato, rendono difficilmente quantificabile il *trend* della specie. Tuttavia, esistono vari indicatori del reale rischio di estinzione di *L. corsicanus*. La frammentazione dell'areale, con popolazioni in alcuni casi isolate e spesso caratterizzate da bassi valori di densità, rappresenta probabilmente il fattore di minaccia più importante. Esso è a sua volta conseguenza della frammentazione e riduzione quali-quantitativa dell'habitat e di un sovra sfruttamento venatorio.

2.2.10.1 Frammentazione dell'areale e isolamento

Le divergenze genetiche rilevate tra gli aplotipi di esemplari di *L. corsicanus* provenienti dall'Italia centrale, da quella meridionale e dalla Sicilia (Pierpaoli et al., 1999) testimoniano una storia evolutiva con presenza di antiche divisioni dell'areale e conseguenti lunghi periodi di isolamento riproduttivo. Ciò è ben comprensibile per le popolazioni siciliane; tuttavia periodi di isolamento si sono evidentemente verificati anche per le popolazioni peninsulari di Lepre italiana. È questo un fenomeno ipotizzato anche per altre specie, come le talpe europee (*Talpa* spp.), la Volpe, il Riccio e il Camoscio appenninico

(Filippucci et al., 1987; Loy et al., 1993; Santucci et al., 1998; Frati et al., 1998; Masini e Lovari, 1998). I recenti dati di distribuzione di *L. corsicanus* nella Penisola denotano una frammentazione dell'areale che deve essere necessariamente ricondotta a cause artificiali relativamente recenti, con popolazioni assai ridotte e di fatto isolate tra loro, all'interno di una matrice ambientale divenuta progressivamente più sfavorevole.

L'erosione e la frammentazione dell'habitat sono tra le cause maggiori d'isolamento delle popolazioni; secondo Fahrig (1996) i due fattori si devono considerare separatamente, poiché gli effetti della frammentazione si manifestano quando l'habitat disponibile per una specie si è già ridotto al 10-30% del territorio iniziale. Come noto, in Italia le modificazioni ambientali più cospicue a carico del paesaggio vegetale si sono verificate a partire dagli anni Cinquanta e sono dovute, in primo luogo, allo sviluppo dell'agricoltura intensiva. Tuttavia, anche i cambiamenti nel quadro faunistico possono determinare la contrazione dell'areale di una specie. Nel caso specifico, le ripetute immissioni di *L. europaeus* possono aver determinato una competizione interspecifica e la trasmissione di gravi patologie. Un ruolo importante in tal senso deve essere attribuito anche alle conseguenze dirette dell'esercizio venatorio, del bracconaggio, degli investimenti stradali e della predazione (accresciuta dal randagismo canino). La struttura geografica delle popolazioni di Lepre italiana non è ancora sufficientemente chiara, soprattutto nella Penisola, ove sembra essere più complessa rispetto a quella che caratterizza la Sicilia. Sono note popolazioni di fatto isolate (es. Castel Porziano, Parco Nazionale del Circeo, Parco Nazionale del Gargano), più o meno consistenti, ed altre probabilmente caratterizzate da un insufficiente flusso genico. Tale condizione è potenzialmente pericolosa per la sopravvivenza delle popolazioni, in quanto induce fenomeni di erosione della variabilità genetica, incremento del tasso di *inbreeding* e conseguente riduzione della fitness.

2.2.10.2 Dimensioni limitate delle popolazioni

Il principale rischio a cui vanno incontro popolazioni composte da un numero limitato di individui e isolate le une dalle altre è l'instaurarsi di un cosiddetto “vortice di estinzione”, innescato dal basso numero di individui che effettivamente si riproducono ad ogni generazione (N_e). In tali popolazioni, infatti, è particolarmente elevata la probabilità di perdita di alleli per deriva genetica, dal momento che i processi naturali di recupero della variabilità genetica (mutazione e migrazione di individui recanti varianti alleliche diverse) non sono più

operanti o lo sono in misura trascurabile. L'impoverimento del pool genico porta all'aumento dell'inincrocio e alla conseguente diminuzione di fitness dovuta alla fissazione di caratteri recessivi o comunque alla perdita di variabilità genetica sulla quale operano i meccanismi dell'evoluzione. Infine, la ridotta fitness può portare all'ulteriore riduzione di fertilità con continua contrazione della N_e ed all'estinzione di popolazioni locali e dei relativi adattamenti. Nel caso della Lepre italiana la scarsità di conoscenze sulla specie rende peraltro attualmente impossibile l'applicazione di modelli probabilistici per la valutazione dei rischi di estinzione e della perdita di variabilità genetica (PVA). Un attento monitoraggio delle attuali dinamiche di popolazione, compiuto anche attraverso metodi di analisi genetica "non invasivi", effettuati su feci raccolte sul campo, può permettere la valutazione dello stato di salute genetica delle popolazioni di Lepre italiana, oltretutto migliorare la conoscenza della sua biologia.

2.2.10.3 Basse densità

L'uso del suolo da parte dell'uomo può interferire sulla dinamica di popolazione di talune specie, in certi casi mascherando i processi naturali di fluttuazione della densità, in altri casi agendo come vero e proprio fattore limitante all'origine delle basse densità di popolazione, al punto da provocare estinzioni locali. McLaren et al. (1997) hanno infatti osservato che la frammentazione degli agroecosistemi pastorali (in Gran Bretagna) sembra essere il principale fattore limitante per le popolazioni di Lepre europea. È infatti dimostrato che i Lagomorfi sono particolarmente sensibili ai fenomeni di estinzione locale anche nell'ambito di popolazioni di grandi dimensioni. Ad esempio, in uno studio condotto nei parchi nazionali del Nord-ovest degli Stati Uniti è stato evidenziato che le piccole popolazioni di Lagomorfi sono più sensibili ai processi di estinzione locale, dovuti ad eventi stocastici, rispetto a quanto avviene per altri mammiferi (Soulé, 1987).

2.2.10.4 Inquinamento genetico

Un altro aspetto da considerare nello studio della biologia e nella definizione di una strategia di conservazione di *L. corsicanus* è dato dall'eventuale ibridazione con *L. europaeus*. Nel genere *Lepus* l'ibridazione tra specie anche molto diverse fenotipicamente ed ecologicamente è già stata documentata in Svezia, dove sono stati osservati ibridi tra la forma autoctona *L. timidus* e *L. europaeus*, introdotto dall'uomo (Thulin et al., 1997).

La mancata osservazione di fenotipi intermedi e l'assenza di introgressione di aplotipi mitocondriali di una specie nell'altra porta a ritenere che l'ibridazione tra Lepre italiana e Lepre europea sia un evento improbabile. Ulteriori analisi genetiche basate sull'utilizzo di marcatori ereditati biparentalmente (microsatelliti) sono tuttavia in corso per escludere completamente questa eventualità. Più concreto è, invece, il rischio di inquinamento genetico per traslocazione di individui (eventualmente allevati) fra aree ove esistono popolazioni di Lepre italiana geneticamente e morfologicamente diverse (Pierpaoli et al., 1999; Riga et al., 2001), per antichi fenomeni di isolamento riproduttivo, che naturalmente occorre salvaguardare.

2.2.10.5 Caccia

Nonostante la specie non sia compresa nell'elenco delle specie cacciabili (cfr. §2.1.3), l'esercizio venatorio può rappresentare un reale fattore limitante. Nel Lazio la problematica dell'impatto venatorio risulta molto più complessa a causa della coesistenza nelle stesse aree di *L. corsicanus* e di *L. europaeus*, delle difficoltà di riconoscimento, della mancanza di una tradizione specifica nella gestione delle lepri, nonché delle basi conoscitive per una gestione sostenibile. Queste difficoltà si traducono in un elevato impatto venatorio sulle residue popolazioni di lepre e in un'impossibilità pratica nell'applicazione di strategie conservative differenziate tra le due specie. Si deve, peraltro, constatare come spesso le zone di ripopolamento e cattura, istituite ai sensi della legge n. 157/92, che per finalità proprie dovrebbero tutelare soprattutto la piccola fauna selvatica stanziale, non siano adeguatamente gestite ed, anzi, normalmente siano i territori ove di preferenza si immettono le lepri europee per il ripopolamento venatorio. Ciò risulta particolarmente negativo per l'eventuale conservazione di popolazioni di Lepre italiana. Attualmente la tecnica di gestione più utilizzata si fonda sul ripopolamento con la sola Lepre europea; tale approccio, aumentando le aspettative da parte dei cacciatori per una sopravvalutazione della sua efficacia, mantiene artificiosamente elevata la pressione venatoria sulle lepri. Viceversa, considerata la scarsa sopravvivenza delle lepri europee immesse (Toso e Trocchi, 1999), accresciuta dal fatto che nelle regioni meridionali la specie non sembra adattarsi alle locali condizioni ecologiche, si ritiene che il prelievo insista in misura proporzionalmente maggiore sulle popolazioni di Lepre italiana. Tale prelievo, oltre ad accrescere il tasso annuale di mortalità delle popolazioni di Lepre italiana, mantenendo molto bassa la loro densità, impedisce di fatto i processi di

ricolonizzazione dei territori circostanti le aree protette e il necessario flusso genico tra le popolazioni isolate.

2.2.10.6 Bracconaggio

A prescindere dagli abbattimenti illegali che si verificano durante l'esercizio venatorio nelle regioni peninsulari, derivanti dalle difficoltà di riconoscimento tra *L. corsicanus* e *L. europaeus*, il bracconaggio rappresenta un importante fattore limitante. Nell'Italia centro-meridionale ed in Sicilia il bracconaggio sulle lepri è infatti tradizionale e diffuso, favorito dalla scarsissima attività di vigilanza. Particolarmente grave è l'uccisione notturna con l'ausilio di fari, anche al di fuori della stagione venatoria e in aree protette, vista la particolare vulnerabilità delle lepri a questa forma di bracconaggio. A tale proposito corre l'obbligo di evidenziare che attualmente le attività di vigilanza notturna da parte dei competenti Organi delle Province si realizza solo sporadicamente. Essa risulta quindi decisamente insufficiente per prevenire le azioni di bracconaggio a carico delle lepri, così come di altre specie (in particolare gli Ungulati).

2.2.10.7 Introduzione della Lepre europea

L'introduzione della Lepre europea nell'Italia centrale e meridionale, oltre a ingenerare le citate conseguenze connesse al prelievo venatorio, costituisce un fattore limitante per le popolazioni di Lepre italiana a causa dei possibili fenomeni di competizione interspecifica e di diffusione delle patologie comuni.

La competizione interspecifica può manifestarsi soprattutto mediante l'utilizzo delle stesse risorse trofiche o dei siti di riproduzione e di rifugio. Tale competizione può influire sulla coesistenza delle popolazioni interessate, in termini di variazione della loro consistenza, distribuzione e struttura. La constatazione che la condizione della Lepre italiana è migliore nelle aree ove la Lepre europea non riesce ad adattarsi, come è accaduto in Sicilia, sul Promontorio del Gargano, nella provincia di Reggio Calabria, nella Riserva Naturale di Castel Porziano, ecc., suggerisce un adattamento delle due specie a condizioni climatiche e ambientali differenti, ma può anche essere dovuto a squilibri indotti dalle ripetute immissioni che danneggiano, direttamente o indirettamente, le popolazioni di Lepre italiana. I meccanismi eco-etologici delle interazioni competitive tra le due specie non sono comunque ancora stati

chiariti e necessitano di studi specifici. Per il momento è stato osservato che individui di Lepre italiana e di Lepre europea possono alimentarsi in aree comuni e quindi interagiscono in una sostanziale condizione di sintopia; Angelici e Luiselli (2001) riportano peraltro la tendenza ad occupare fasce altitudinali diverse.

Guberti e coll. (2000) hanno potuto esaminare sieri di *L. corsicanus* provenienti dalla varie parti di Italia e il 19% è risultato positivo per EBHS, dimostrando quindi la recettività della specie nei confronti di questa importante infezione e il carattere letale di questa patologia anche per *L. corsicanus*. I medesimi Autori hanno individuato in *L. europaeus* il serbatoio epidemiologico dell'infezione ed è quindi lecito affermare che questa specie costituisce una “minaccia sanitaria” nei confronti di *L. corsicanus*. Recentemente Meneguz e coll. (2000) hanno accertato che anche *Sylvilagus floridanus* rappresenta un serbatoio di EBHS e, benché attualmente non vi siano popolazioni di questa specie nell'areale di *L. corsicanus*, l'eventuale introduzione di questo Lagomorfo nordamericano nell'Italia centro-meridionale potrebbe rappresentare un'ulteriore minaccia. Ulteriori indagini sono in corso per verificare la recettività della Lepre italiana alle altre infezioni che notoriamente costituiscono dei fattori limitanti per la dinamica di popolazione della Lepre europea (pasteurellosi, yersiniosi, stafilococchi, parassitosi protozoarie ed elmintiche).

2.2.10.8 Erosione dell' habitat

La modernizzazione e lo sviluppo dell'agricoltura, con le esigenze di riduzione dei costi e dei tempi per l'esecuzione delle operazioni agricole, hanno determinato una sostanziale semplificazione degli habitat, soprattutto nelle aree più produttive. La responsabilità di tale semplificazione è da attribuire soprattutto allo sviluppo della meccanizzazione ed al conseguente riordino fondiario. L'impatto principale di questa evoluzione nei confronti delle specie selvatiche, e in particolare di quelle legate agli ambienti agrari come le lepri, è dovuto soprattutto all'aumento della dimensione media degli appezzamenti coltivati, all'eliminazione degli elementi di diversificazione del paesaggio, alla riduzione delle rotazioni colturali con lo sviluppo delle monoculture. L'aumento delle dimensioni dei campi determina, da un lato, la riduzione dello sviluppo lineare dei margini tra i diversi appezzamenti che, come noto, costituiscono ecotoni molto frequentati dalle lepri, e dall'altro origina una sensibile diminuzione delle possibilità di rifugio e di alimentazione. Tali effetti sono accentuati quando le operazioni di raccolta vengono realizzate velocemente e sono rapidamente seguite dalle

lavorazioni del terreno che eliminano la vegetazione ancora presente (nelle regioni meridionali evoluzioni di questo tipo sono note per il Tavoliere, la Piana di Catania, ecc.). L'eliminazione graduale e continua delle infrastrutture ecologiche presenti negli ecosistemi agrari (siepi, alberi, arbusti, boschetti, frangivento, ecc.), che ha avuto un forte impulso soprattutto dal 1960 fino ai primi anni Novanta, sembra denotare nell'ultimo decennio un'inversione di tendenza, dovuta soprattutto alle politiche agro-ambientali di sostegno dell'Unione Europea.

Le funzioni ecologiche e faunistiche di questi elementi del paesaggio per le lepri sono relative soprattutto alle migliori possibilità di rifugio, alimentazione e riproduzione che queste offrono, in particolare nelle aree di coltivazione intensiva, dove i campi sono molto ampi e prevale la monocoltura (Cemagref e Onc, 1988; Genghini et al., 1992; Spagnesi e Trocchi, 1992). Lo sviluppo della meccanizzazione in agricoltura nel nostro Paese è intervenuto soprattutto a partire dal secondo dopoguerra e ha avuto il massimo incremento negli anni Sessanta e Settanta nel Nord e negli anni Settanta e Ottanta nel centro e nel Sud Italia. I dati e le osservazioni empiriche relativi alla meccanizzazione e alle caratteristiche degli appezzamenti agricoli e dei margini dei campi, evidenziano una situazione più favorevole dal punto di vista ambientale per le regioni comprese nell'areale potenziale della Lepre italiana rispetto alle regioni padane, dove invece gli effetti della meccanizzazione sono certamente più significativi. Ciò fa ritenere che questo non rappresenti e non abbia rappresentato il fattore limitante più rilevante per la specie in questione.

L'evoluzione dell'agricoltura dal dopoguerra ad oggi ha evidenziato una crescente concentrazione delle attività agricole nelle aree di pianura e bassa collina ed un ritiro invece dalle aree più svantaggiate e marginali, situate in prevalenza nei territori di alta collina e montagna. A questa evoluzione nell'uso del territorio si sono aggiunte negli ultimi anni alcune misure di politica agraria e agro-ambientale, che si sono modulate rispetto a questi fenomeni ed hanno creato forme di sostegno economico al ritiro dei terreni dalla produzione (*set-aside*). I primi interventi di questo tipo realizzati in Italia risalgono al 1988 con l'applicazione del cosiddetto *set-aside* "facoltativo", opportunità offerta ai produttori agricoli per non coltivare terreni normalmente destinati a colture cerealicole o oleo-proteaginose. Tale misura fu applicata per un quinquennio (1988-1992) ed incontrò, soprattutto in Italia, un notevole successo, arrivando ad interessare oltre 700.000 ettari di superficie (Genghini, 1994). Il successo di queste misure fu più importante soprattutto nelle regioni meridionali, dove

interessò in particolare aree agricole “marginali”, al limite della convenienza economica. Nel 1992 fu introdotto il cosiddetto *set-aside* “obbligatorio”, che interessò una percentuale variabile dal 15 al 5% della superficie delle grandi aziende coltivate a seminativi, da destinare ad un riposo annuale o poliennale, in forma fissa o rotazionale. La superficie complessiva nel primo anno di applicazione raggiunse oltre 200.000 ettari e interessò soprattutto le regioni della Pianura Padana (Genghini, 1995). Sempre nel 1992 fu introdotto anche, nell’ambito delle cosiddette misure agro-ambientali (reg. CEE 2078/92), il *set-aside* ventennale a fini ambientali e faunistici; fu applicato pure nei successivi piani di sviluppo rurale (PSR), ma solo da alcune regioni ed interessò una superficie complessiva limitata (INEA, 1999). Aree medio collinari furono così interessate dalla realizzazione di complessi cosiddetti di “macchia e radura”, i cui effetti si sono rivelati favorevoli per le popolazioni di Lepre europea (Genghini et al., 1998). Vista la particolare diffusione di tali misure in regioni comprese nell’areale della Lepre italica come la Basilicata e la Sicilia, potrebbe risultare utile verificare un eventuale futuro incremento della specie conseguente a questo fattore.

L’abbandono e la riduzione delle attività agricole nei territori collinari e montani è proseguita ed ha determinato un generale peggioramento della qualità dell’habitat per le specie legate agli ambienti coltivati e semi-naturali. Sempre più spesso si può constatare come ambienti particolarmente idonei per la Lepre italica (radure e aree aperte interconnesse alle zone forestali o cespugliate) sono progressivamente abbandonati ed evolvono verso l’incolto, l’arbusteto ed il bosco. La scomparsa di queste radure determina una sensibile riduzione della diversità ambientale e dell’indice di ecotono, con una riduzione generale del quadro faunistico.

I rimboschimenti in generale, non solo quelli legati alle radure, favoriti anche da incentivi previsti da parte dell’Unione Europea, rappresentano una minaccia per l’habitat di elezione della Lepre italica. Naturalmente l’impiego di conifere e dell’eucalipto nei rimboschimenti rappresenta un ulteriore elemento di degrado delle condizioni ambientali, rispetto all’impiego di latifoglie autoctone. Una razionalizzazione degli interventi di rimboschimento, che tenga conto degli aspetti certo importanti di tutela del suolo, ma anche delle emergenze naturalistiche legate ad altre tipologie vegetazionali è quindi del tutto auspicabile.

Nei confronti delle popolazioni di lepre gli incendi possono avere conseguenze immediate, con la morte di esemplari (soprattutto giovani). In particolare la pratica della

bruciatura delle stoppie e dei residui delle colture raccolte, che non si giustificano più con motivazioni agronomiche ed economiche, è all'origine di perdite relativamente consistenti di selvaggina (Spagnesi e Toso, 1992). Soprattutto gli incendi possono ridurre le delicate fasce ecotonali tra le coltivazioni e/o i pascoli e le aree ecologicamente più mature. Ciò sembra importante in modo particolare per la Lepre italica, in quanto essa risulterebbe particolarmente legata a questi ambienti.

2.2.10.9 Riduzione della qualità dell'habitat

L'intensificazione colturale avvenuta dal dopoguerra ad oggi ha determinato una serie di impatti molto pesanti per l'ambiente agrario e le contigue aree naturali, oltre che per la fauna selvatica in forma diretta. Soprattutto le modificazioni ambientali hanno determinato una generale riduzione della qualità degli habitat per numerose specie selvatiche, tra cui anche le lepri. Tra le cause strettamente connesse alle trasformazioni ambientali la meccanizzazione agricola ha avuto un ruolo determinante. Una conseguenza importante derivante dallo sviluppo della meccanizzazione agricola e dall'intensificazione colturale è la semplificazione degli ecosistemi agrari, con incremento delle monoculture, riduzione o scomparsa delle rotazioni colturali, riduzione degli ecotoni e incremento della dimensione media degli appezzamenti. Sono ben noti gli effetti positivi delle rotazioni colturali sull'ambiente in generale e sulla biodiversità degli ecosistemi agrari in particolare (National Resource Council, 1989). Diversi studi, realizzati in condizioni ambientali e climatiche differenti, hanno messo in rilievo l'importanza delle leguminose, delle foraggere e dei cereali autunno-vernini per diverse specie selvatiche. Allo stesso modo sono state evidenziate le influenze negative connesse alla forte presenza di colture sarchiate (mais, barbabietola, tabacco, girasole, pomodoro, patata e ortive da pieno campo, ecc.) (Harmon e Nelson, 1973; Brady, 1988). Anche in Italia, come nella maggior parte dei Paesi sviluppati, si è assistito ad una generale semplificazione degli agro-ecosistemi, con riduzione del numero di specie coltivate (tra cui le le foraggere temporanee) e incremento delle sarchiate industriali (Toderi, 1991). Diversi studi hanno dimostrato che la diversificazione colturale è positivamente correlata all'abbondanza della Lepre europea, sia come numero di colture nell'unità di superficie, che come numero di appezzamenti (Barnes e Tapper, 1983; Hutchings e Harris, 1996). Il crescente incremento della velocità delle macchine agricole determina anche un incremento della mortalità dei selvatici poiché essi vengono travolti dalle macchine operatrici (ad es. falciatrici, mietitrebbie,

ecc.). Nei periodi di preparazione del terreno sono soprattutto le giovani lepri che rischiano di essere travolte (Pepin, 1981). Tra la piccola selvaggina stanziale la mortalità diretta dovuta alle lavorazioni del terreno viene stimata attorno al 10% (Spagnesi e Genghini, 1995).

La presenza di animali domestici al pascolo può rappresentare un fattore limitante anche per le lepri, sia per effetto della sottrazione di risorse trofiche, che per il disturbo (tra cui rientra anche la presenza di cani da pastore, non di rado incustoditi e scarsamente accuditi). Tali conseguenze sono in relazione diretta con l'intensità del pascolo, in quanto la presenza di un pascolo moderato può persino ritenersi utile a contrastare l'invasione delle aree aperte da parte della vegetazione arbustiva ed arborea. Se si considerano le preferenze ambientali di *L. corsicanus* è possibile che localmente esistano condizioni di limitazione nella presenza della specie connesse ad intensa presenza di animali al pascolo.

2.2.10.10 Antropizzazione

L'evoluzione in atto nell'uso agricolo del suolo nell'Italia meridionale comporta una progressiva concentrazione delle attività antropiche nei fondovalle, nelle zone pianeggianti e lungo le coste, in contrasto con un progressivo abbandono delle aree interne, collinari e montane più acclivi e difficili da coltivare. Tale evoluzione implica di fatto una concentrazione anche dei fattori economici in determinate aree più favorevoli sulle quali viene quindi a gravare un pesante impatto antropico. La sottrazione e il progressivo peggioramento della qualità dell'habitat per le lepri è la conseguenza più evidente di questo processo nelle aree in corso di antropizzazione, mentre le aree di disimpegno per le attività produttive (ad esempio i vecchi terrazzamenti e le piccole proprietà agricole in ambienti impervi e/o acclivi) evolvono verso condizioni vegetazionali più mature, ma spesso inidonee alle lepri. Naturalmente anche lo sviluppo della rete stradale e l'intensificazione del traffico, soprattutto sulle coste ed i fondovalle, sono all'origine di perdite dirette.

2.2.10.11 Predazione

Tra le specie predatrici la Volpe sembra quella in grado di determinare il maggiore impatto sul successo riproduttivo delle lepri (Barnes e Tapper, 1983). Naturalmente è importante anche la densità relativa delle due specie e la disponibilità di risorse alimentari alternative per il predatore. In particolare, benché le lepri non risultino una componente

percentualmente importante nella dieta della Volpe, l'impatto, soprattutto sulle popolazioni isolate e di piccole dimensioni, può rappresentare un serio fattore di rischio. Un periodo di controllo diretto e/o indiretto della densità di questo predatore generalista può risultare localmente opportuno, sia per favorire la ripresa delle popolazioni rarefatte, sia per aumentare le possibilità di successo delle reintroduzioni. Reynolds e Tapper (1996) hanno evidenziato come il controllo numerico della Volpe possa indurre un incremento sostanziale delle popolazioni di Lagomorfi.

La predazione da parte di cani inselvaticiti o vaganti si rivolge a carico di un numero considerevole di specie, ma alcune sembrano risentire maggiormente della mortalità connessa a tale presenza innaturale. In particolare i Mammiferi di medie dimensioni come le lepri, il Coniglio selvatico ed il Capriolo sembrano avere un elevato indice di predabilità, particolarmente quando i cani cacciano in gruppo. Non va dimenticato anche il considerevole disturbo (soprattutto nel periodo riproduttivo) che essi arrecano alle lepri permanendo costantemente sul territorio. In modo analogo si deve altresì considerare l'azione continua di disturbo e/o predazione esercitata dai numerosissimi cani da pastore presenti in tutta l'Italia centrale e meridionale. Si deve peraltro rimarcare come il randagismo canino in queste regioni sia importante anche perché maggiore la probabilità di sopravvivenza in natura di questi cani (Genovesi e Dupré, 2000). Per la sua distribuzione, che si sovrappone in gran parte alle aree geografiche ove il fenomeno è più frequente, la Lepre italica può risentire particolarmente delle conseguenze dovute al randagismo canino.

2.2.11 Stato di conservazione

Nel corso dell'ultimo secolo l'areale della specie ha subito una sostanziale contrazione accompagnata da una sensibile riduzione di densità delle popolazioni. Tale fenomeno si sarebbe verificato soprattutto negli anni Ottanta del Secolo scorso (Angelici e Luiselli, 2001). Recenti dati di distribuzione della specie evidenziano una frammentazione dell'areale nella Penisola, con popolazioni fortemente ridotte (a bassa densità) e di fatto isolate tra loro. Notizie più approfondite sono disponibili per la Toscana dove le consistenze sono assai ridotte, l'areale risulta contratto e frammentato rispetto a quello "storico". Le popolazioni residue sono circoscritte quasi esclusivamente ad aziende faunistico-venatorie di vecchia istituzione e a fondi chiusi. Inoltre, la specie non risulta più presente nell'Isola d'Elba. In tali

condizioni è particolarmente elevata la probabilità di perdita della variabilità genetica, con rischio di diminuzione della vitalità (*fitness*) degli individui e di maggiore vulnerabilità agli eventi stocastici (fenomeni climatici avversi, insorgenza di epidemie, drastiche modificazioni ambientali). Le popolazioni presenti in Sicilia risultano distribuite in modo continuo e con abbondanza maggiore. Nella Penisola *L. corsicanus* convive in diverse aree con *L. europaeus*, ma sono possibili fenomeni di competizione interspecifica. In base alla situazione delineata *L. corsicanus* può considerarsi una specie minacciata a livello «critico» secondo le recenti classificazioni IUCN, 1994 (Angelici e Luiselli, 2001). Inoltre la specie è stata inserita nell'EMA nel 2007 (*European Mammal Assessment*) promosso dall'IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group e dalla Commissione Europea (*Red List Assessors*: Angelici, Randi, Riga e Trocchi; *Red List Evaluators*: Craig Hilton-Taylor, Helen Temple, Andrew Smith).

2.3 La Lepre europea

2.3.1 Distribuzione

La Lepre europea è specie caratterizzata da un vasto areale che in Europa si estende dai Pirenei e parte dei Monti Cantabrigi, fino agli Urali, con esclusione delle più elevate vette alpine, di buona parte della Fennoscandia e delle regioni più settentrionali della Russia a Nord del 60° parallelo. La specie è presente in diverse isole del Mediterraneo (ad eccezione della Sardegna, della Sicilia e delle Baleari), mentre è assente in Islanda. In Asia, la Lepre europea è presente in Transcaucasia, Asia Minore, Siria, Iraq e Palestina. Essa è stata introdotta con successo in Irlanda, Svezia meridionale, Siberia sudoccidentale, parte meridionale della costa pacifica della Russia, Sudamerica tra il 28° ed il 45° parallelo Sud, Nuova Zelanda, Australia, in alcune regioni del Nord America (Canada orientale e Nordest degli U.S.A.), in diverse isole del Mare del Nord, nelle Barbados, nelle Falkland e nell'isola di Reunion. Anche nelle Isole Britanniche la specie sarebbe stata introdotta in epoca storica.

Nell'Italia peninsulare la Lepre europea è oggi presente in tutte le province, anche in conseguenza dei costanti ripopolamenti venatori. È interessante notare, tuttavia, che i reperti museali di *Lepus europaeus* raccolti prima del 1960 (quindi fino ad un'epoca in cui i ripopolamenti erano avvenuti in misura ancora limitata) interessano solo marginalmente l'areale di *L. corsicanus*. L'accertamento della presenza sul monte Pollino di esemplari con aplotipi analoghi a quelli accertati anche nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, nonché nell'alto Appennino reggiano, ma più antichi rispetto a quelli accertati nel resto della Penisola e nei Paesi esportatori di lepri da ripopolamento, lascia ipotizzare che *L. europaeus* potesse comunque occupare anche aree più meridionali lungo la catena appenninica.

La specie è stata introdotta all'Elba e a Pianosa, mentre formidabili tentativi (almeno 10.000 esemplari nell'arco di un ventennio, Lo Valvo et al., 1997) di introduzione in Sicilia sono falliti. Si segnalano anche circoscritte iniziative di introduzione in Sardegna (es. Sant'Antioco), il cui esito è incerto.

2.3.2 Morfologia

2.3.2.1 Descrizione della specie

Struttura generale del corpo slanciata e lateralmente compressa, con dorso arcuato ed elastico. Pelle delicata ricoperta da abbondante e soffice pelliccia di colore dominante fulvo-grigiastro (da Figura 11 a Figura 14; §2.4). Testa ben distinta dal corpo, relativamente piccola e con parte facciale molto sviluppata. Occhi rotondi e grandi, in posizione laterale e leggermente sporgenti, con pupilla rotonda ed iride giallo-bruniccio. Orecchie più lunghe della testa con ampio padiglione ed estremità bordate di nero. Arti posteriori molto robusti e più lunghi degli anteriori, estremità provviste di cuscinetto plantare formato da peli più duri, unghie arcuate e ben sviluppate. Coda breve portata incurvata sulla groppa. Mammelle disposte in due file parallele in numero di tre paia: un paio pettorali e due paia addominali. Peso assai variabile nelle diverse sottospecie tradizionalmente descritte.

La tabella 3 riassume i valori di alcune misure e del peso di un campione di 50 esemplari adulti di Lepre europea (Riga et al., 2001); nessuna differenza significativa è evidenziata tra i maschi e le femmine.

Misure	Valore medio $\pm$ D.S.
Lunghezza testa-corpo (cm)	56,39 $\pm$ 3,42
Lunghezza orecchio (cm)	10,27 $\pm$ 0,53
Lunghezza coda (cm)	9,84 $\pm$ 1,32
Lunghezza piede posteriore (cm)	14,03 $\pm$ 1,07
Peso (kg)	3,44 $\pm$ 0,63

Tabella 3 – Misure e peso di esemplari adulti di Lepre europea.

I denti incisivi sono privi di radici e a crescita continua limitata dall'usura; immediatamente dietro a quelli superiori, e da questi parzialmente nascosti, si trova un secondo paio di incisivi nettamente più piccoli.

2.3.2.2 Sviluppo e variabilità dei caratteri

Definizione di alcuni termini in relazione alle fasi di sviluppo delle lepri:

- leprotto: esemplare ancora soggetto alle cure materne;
- giovane: esemplare in fase di crescita non ancora sessualmente maturo;
- sub-adulto: esemplare sessualmente maturo di età inferiore all'anno, con mole paragonabile a quella dell'adulto.
- adulto: esemplare di età pari o superiore all'anno.

I leprotti nascono ad occhi aperti, ricoperti di pelo e sono in grado di muoversi autonomamente dopo poche ore dalla nascita, per cui la madre non prepara un vero e proprio giaciglio. Alla nascita i leprotti hanno un peso medio di circa 110 g, ma il dato risente di vari fattori, tra cui quelli geografici, climatici e fisiologici, in relazione alla dimensione della figliata (Flux, 1967; Pielowski, 1971; Zörner, 1978; Broekhuizen e Martinet, 1979). Lo sviluppo dei leprotti è molto rapido.

Anche il peso delle lepri adulte risente di numerosi fattori, tra cui quelli individuali, quelli geografici (seguendo la regola di Bergman in Europa i pesi tendono ad aumentare procedendo da Sud-ovest verso Nord-est), quelli stagionali (nel corso del periodo riproduttivo sia i maschi che le femmine riducono le scorte di grasso, mentre i depositi adiposi si ricostituiscono nel periodo autunnale), quelli sanitari e in parte quelli tassonomici.

Nelle prime settimane di vita i leprotti hanno forme più raccolte rispetto agli adulti, con orecchie ed arti posteriori relativamente più brevi e testa proporzionalmente più grossa. Il colore del mantello nei giovani è più finemente brizzolato nelle zone superiori del corpo, più grigiastro sui fianchi e grigio-biancastro nelle parti ventrali; nel giovane le tonalità bruno-rossicce dell'adulto risultano più tenui, in genere di color paglierino. La pubertà delle giovani lepri è raggiunta tra i 5 e i 7 mesi nei maschi e tra i 6 e gli 8 mesi nelle femmine.

2.3.2.3 Riconoscimento del sesso

Non si riconoscono con certezza i maschi dalle femmine sulla base dell'aspetto esterno; solo in limitati casi si possono riconoscere femmine gravide o allattanti. La postura ed il comportamento non sono di norma elementi diagnostici affidabili per il comune osservatore. Benché sia una convinzione assai diffusa non trova ugualmente riscontro la distinzione dei sessi attraverso l'esame della forma delle feci.

L'esame degli organi genitali esterni è l'unico metodo per riconoscere il sesso di un individuo; esso si può rilevare anche nei leprotti ma con qualche difficoltà negli esemplari più giovani.

2.3.2.4 Stima dell'età

Analogamente ad altri Mammiferi l'età delle lepri può essere espressa in classi annuali: C0 < 12 mesi; C1 di 1 anno compiuto; C2 di 2 anni compiuti ecc. Nelle lepri la stima dell'età è importante soprattutto ai fini della corretta gestione delle popolazioni (sostenibilità del prelievo); non di meno tale determinazione può corrispondere ad esigenze di studio o di mera conoscenza.

Fino all'età di circa tre mesi i giovani crescono molto rapidamente e in modo regolare, tanto che si possono distinguere dagli adulti anche a distanza. Oltre tale epoca, le trasformazioni sono via via meno importanti e la variabilità individuale può mascherare le variazioni dovute all'età.

Per gli esemplari sub-adulti e adulti il peso non può essere ritenuto un criterio efficace per stimare l'età della lepre, ma nei primi mesi la stima risulta discreta e con un'approssimazione decrescente con l'età (Pepin, 1974; Broekhuizen e Maaskamp, 1979). Il criterio è tuttavia suscettibile di imprecisioni in presenza di diverse forme geografiche della specie.

Le ossa lunghe (es. omero, radio, ulna ecc.) in fase di accrescimento possiedono alle loro estremità (tra diafisi ed epifisi) una parte cartilaginea (cartilagine di coniugazione) detta nucleo di ossificazione secondaria. Durante il periodo di accrescimento della lepre in questi punti si forma nuovo tessuto osseo necessario per il completo sviluppo scheletrico. Al termine di tale processo fisiologico la cartilagine di coniugazione è rimpiazzata da tessuto osseo, che inizialmente si presenta sotto forma di un callo osseo ed in seguito scompare per rimaneggiamento.

Nei giovani e in parte nei sub-adulti questa caratteristica è apprezzabile al tatto (o visivamente sull'esemplare morto incidendo la cute), in modo particolare (ma non esclusivo) a livello dell'epifisi distale dell'ulna (Walhovd, 1966; Pepin, 1974; Broekhuizen e Maaskamp, 1979). In questo punto (denominato tubercolo di Stroh) fino all'età di 7 mesi circa è presente la cartilagine di coniugazione, che in seguito scompare lasciando un callo osseo fino all'età di 8 - 9 mesi (Figura 7). Il tubercolo di Stroh è bene apprezzabile sulla faccia laterale (esterna)

dell'arto anteriore, circa un centimetro “sopra” il polso. La precisione del metodo può superare il 90% se la palpazione è eseguita entro la fine del mese di settembre (tutti gli animali sono di età non superiore a 8 mesi); in seguito il margine di errore aumenta gradualmente: a novembre si ritiene possa essere orientativamente del 16%, a dicembre del 24% e a gennaio del 57%.



Figura 7 – Il tubercolo di Stroh in una lepre giovane (in basso), postoin evidenza mediante incisione della cute; stesso particolare anatomico in un esemplare adulto (in alto).

Il cristallino dell'occhio è un organo che aumenta di peso per tutta la vita della lepre e, soprattutto, nella fase giovanile il suo peso secco è un valido indicatore dell'età. Vari studi hanno contribuito allo sviluppo di questo metodo di stima nei Leporidi ed alla definizione di curve di riferimento partendo da esemplari di età nota. In genere il metodo consente di stimare con buona attendibilità l'età degli esemplari dell'anno, di discriminarli rispetto agli adulti e di determinarne la data di nascita conoscendo il giorno del decesso (Lord, 1959; Walhovd, 1965, 1966; Bujalska et al., 1965; Rieck, 1965; Friend, 1967; Myers e Gilbert, 1968; Broekhuizen, 1971; Adamczewska-Andrzejewska e Szaniaeski, 1972; Andersen e Jensen, 1972; Cabon-Raczynska e Raczynski, 1972; Pepin, 1974; Broekhuizen e Maaskamp, 1979; Pascal e Kovacs, 1983; Suchentrunk et al., 1991, 2003).

Ulteriori metodiche di stima dell'età, utili a fini di studio sono:

- la verifica del grado di ossificazione delle suture del cranio (Cabon-Raczynska, 1964), utilizzabile per definire classi d'età avendo a disposizione solo questa parte scheletrica

- lo studio delle linee annuali di arresto dell'apposizione secondaria dell'osso (ad es. nella mandibola), che consentono di determinare l'età negli esemplari adulti con buona attendibilità (Castanet et al., 1977; Ohtaishi et al., 1976; Frylestam e von Schantz, 1977; Pascal e Kovacs, 1983).

2.3.3 Habitat

La Lepre europea è specie relativamente plastica per quanto concerne la scelta dell'habitat. Originaria delle steppe euro-asiatiche la specie si è ben adattata agli ecosistemi agricoli, ove l'elevata produttività le consente di raggiungere densità di oltre 100 esemplari per kmq. Soprattutto negli ambienti agricoli tradizionali, caratterizzati da coltivazioni miste (policolture in rotazione), la lepre ha trovato opportunità di incremento delle popolazioni molto maggiori rispetto alle steppe originarie o alle aree pastorali. Un'indagine realizzata in Gran Bretagna da Tapper e Parsons (1984) ha evidenziato chiaramente come il numero medio di lepri abbattute per kmq sia positivamente correlato con la percentuale di superficie arativa del territorio. L'importanza di determinate tipologie colturali risulta anche da un analogo studio effettuato in Germania (Schröpfer e Nyenhuis, 1982) su oltre 100 territori di caccia dove risulta, in particolare, come l'abbondanza (dei carnieri) della lepre sia positivamente correlata con la fertilità del terreno, con la coltivazione del frumento, dell'orzo, della patata e della barbabietola. Per contro, l'altitudine ed i boschi sono correlati negativamente con l'indice di abbondanza della specie. La Lepre europea si spinge in montagna fin verso i 2.000 - 2.100 metri s.l.m. sulle Alpi, dove al di sopra dei 1.500 metri può vivere in simpatia con la Lepre bianca, e fino a 2.500 - 2.600 metri circa sull'Appennino.

L'azione sfavorevole dei boschi sull'abbondanza della specie è testimoniata indirettamente anche da un'indagine effettuata in provincia di Trento da Tonolli e coll. (2002), i quali hanno studiato le caratteristiche ambientali su una superficie di 30 ha attorno al punto (georeferenziato) di abbattimento delle lepri.

In sintesi, la Lepre europea è legata agli ambienti aperti ed in particolare a quelli agricoli tradizionali, con appezzamenti di modeste dimensioni e coltivazioni miste in rotazione. La presenza dei boschi può essere tollerata se percentualmente non elevata (fino al 30% circa dell'area) e se in formazioni non compatte (preferibilmente di latifoglie e con sottobosco anche erbaceo). Di norma l'idoneità dell'ambiente tende a ridursi man mano si

sale in altitudine, sia per l'aumentare dell'estensione dei boschi, sia per la riduzione della fertilità del suolo che influisce, assieme al clima, sulle scelte colturali teoricamente possibili. Le aree pastorali (pascoli e prati permanenti) sono sostanzialmente assimilabili alle steppe e come in queste le densità delle popolazioni di lepre non raggiungono valori elevati. È da notare, inoltre, come le lepri preferiscano frequentare i pascoli “migliorati” o gli appezzamenti seminati con specie foraggere coltivate, rispetto alle praterie naturali, soprattutto se non pascolate regolarmente. Una buona conoscenza delle preferenze ambientali della lepre è peraltro indispensabile per realizzare efficaci interventi di miglioramento ambientale.

Dalla metà del 1900 l'evoluzione subita dalle aree agricole dell'Europa occidentale (incremento della dimensione media degli appezzamenti, forte incremento della meccanizzazione colturale, largo impiego di pesticidi, specializzazione colturale, abbandono delle aree marginali) per assecondare le mutate esigenze economiche e le più moderne tecnologie di coltivazione, ha però comportato un generalizzato peggioramento della qualità dell'habitat della Lepre europea (riduzione della diversità ambientale e della ricchezza delle componenti ecologiche per unità di superficie) ed il conseguente declino delle sue popolazioni in varie regioni e Paesi europei.

2.3.4 Alimentazione

La Lepre europea è strettamente erbivora e raramente è stato indicato il consumo di alimenti di origine animale (Angermann, 1972; Grunzdev, 1974; Brüll, 1976). La dieta si basa soprattutto sul consumo di *Poaceae* (*Graminaceae*), spesso coltivate, ma in estate le *Viciaceae* (tra cui *Trifolium* sp., *Medicago* sp., *Vicia* sp.) le *Asteraceae* (soprattutto *Taraxacum officinale*) costituiscono una componente importante anche se non predominante. L'importanza delle Poacee nella dieta è stata accertata anche nelle aree steppiche dell'Est europeo, dove nel periodo invernale, a causa della copertura nevosa, le lepri consumano anche erbe secche, cortecce e germogli di piante arboree ed arbustive (Fadejev, 1966; Solomatin, 1969). Analogamente, Piasentier e coll. (1997) studiando la dieta primaverile (marzo) della specie in un'area ad agricoltura intensiva della provincia di Ravenna, attraverso l'analisi delle cere cuticolari (n-alcani), indigeribili, delle piante consumate, hanno riscontrato un'alta proporzione del frumento (*Triticum aestivum*), dal 40 al 58% della sostanza organica

digeribile; una consistente proporzione di Graminacee spontanee (in particolare le Poacee), dal 19 al 45% della sostanza organica digeribile; una buona presenza di Dicotiledoni spontanee (soprattutto i generi *Trifolium*, *Taraxacum* e *Rumex*) e la presenza di corteccia di piante arboree (in particolare residui di potatura).

In autunno una componente importante della dieta è data dai semi (è da notare che in questo periodo le lepri debbono ricostituire le scorte adipose depauperate nel corso del periodo riproduttivo) e da radici (soprattutto di barbabietola). Homolka (1983) sottolinea l'importanza delle piante arboree ed arbustive nella dieta invernale, tanto che, in presenza di neve, questa componente può contribuire fino al 70%. I Generi preferiti sono numerosi, tra cui *Malus*, *Pirus*, *Salix*, *Crataegus*, *Populus*, *Robinia*, *Quercus*, *Pinus*, *Fraxinus*, *Tilia* ecc.. Tale abitudine alimentare, che in certi casi si manifesta anche in primavera, negli ecosistemi agricoli ove si pratica la frutticoltura, può determinare seri problemi economici, soprattutto se le lepri non hanno valide alternative di piante spontanee. Esse scortecciano le piante sino ad un'altezza di circa 70-75 cm dal suolo, lasciando le impronte dei denti orientate in modo caratteristico parallelamente al terreno.

In assenza di neve nella stagione invernale la dieta si basa normalmente sulle specie erbacee. Analoghi risultati sono stati riferiti da Flux (1967) per la Nuova Zelanda.

Negli ecosistemi agricoli i cereali autunno-vernini ricoprono un ruolo fondamentale nella dieta (da ottobre ad aprile) e sono molto importanti anche per la sopravvivenza invernale delle lepri, tanto che Kornejev (1966) e Gruzdev (1974) hanno attribuito alla diffusione di queste colture l'espansione dell'areale della specie in certe aree dell'Ucraina e della Russia in precedenza non popolate.

La dieta della Lepre europea si basa su poche specie prevalenti consumate in grande quantità, tuttavia, la gamma di specie consumate è relativamente ampia (Papilionacee, Composite, Crucifere, ecc). In estate Kolosov e Bakajev (1947) hanno identificato 98 specie di piante, Brüll (1973) ne ha identificate 34 di Poacee e 43 di Dicotiledoni e Homolka (1983) ne ha accertate 111. Sfougaris e coll. (2003), studiando la dieta autunno-invernale della lepre in Grecia, hanno identificato ben 181 taxa, tra i quali le Poacee erano le più rappresentate: in particolare i Generi *Poa* (11,8%), *Bromus* (9,1%), *Festuca* (7,2%), *Lolium* (2%) e *Triticum* (1,2%). Altri Generi importanti della dieta sono risultati *Euphorbia* (13,6%), *Trifolium* (6%), *Medicago* (3,3%), *Viscum* (2,1%), *Cerastium* (1,2%); sono stati segnalati anche frutti e germogli di piante arbustive.

Homolka (1987), analizzando la dieta della Lepre europea e del Coniglio selvatico è pervenuto alla conclusione che queste specie presentano nicchie trofiche simili per gran parte dell'anno e sono quindi in competizione ecologica tra loro.

All'età di 10-12 giorni i leprotti integrano l'alimentazione lattea con i primi cibi vegetali. Mediamente il quantitativo giornaliero di vegetali consumati da una lepre adulta corrisponde a circa 145 gr di sostanza secca, ma esso può aumentare nel caso in cui l'alimento sia poco energetico e ricco di fibra grezza, nonché nelle femmine in lattazione.

In condizioni controllate (cattività) si stima che la razione energetica di mantenimento nel periodo primaverile-estivo per esemplari adulti sia di circa 122 Kcal per chilogrammo di peso vivo dell'esemplare (Spagnesi e Trocchi, 1992), mentre nel periodo invernale questa risulta di circa 160 Kcal (Myrcha, 1968).

Le necessità idriche delle lepri sono in gran parte soddisfatte dall'acqua presente negli alimenti, tuttavia, il fabbisogno d'acqua è assai influenzato dal tipo di alimentazione e dal periodo dell'anno.

2.3.5 Riproduzione

Nel periodo di riposo sessuale e nei giovani maschi immaturi i testicoli sono situati nella parte intra-addominale del canale inguinale e non sono pertanto evidenziabili nello scroto, mentre nella stagione riproduttiva sono in posizione scrotale e di peso maggiore parallelamente con il maturare dei processi di spermatogenesi. Le lepri sono dotate di un utero doppio, con due distinte cervici uterine alla congiunzione con la vagina (Figura 8). Gli ovari sono reniformi e sulla loro superficie si possono osservare i follicoli oofori e gli eventuali corpi lutei (Figura 9).

L'ovulazione, provocata dall'accoppiamento, si verifica 12-15 ore dopo il coito. Gli ovuli fecondati lentamente discendono fino all'utero e allo stadio di blastocisti s'impiantano nella parete uterina a partire dal sesto giorno seguente l'accoppiamento, ovvero due giorni dopo che la morula ha raggiunto l'utero (Martinet, 1977). La placenta, di forma discoidale, è del tipo emo-sindesmo-coriale, stabilendo quindi un rapporto piuttosto stretto tra madre e figlio; in conseguenza di ciò alla nascita sulla parete uterina rimangono evidenti segni del distacco delle singole placenti, evidenziabili anche dopo mesi dal parto (cicatrici uterine) ed utili per studiare la biologia riproduttiva della specie.

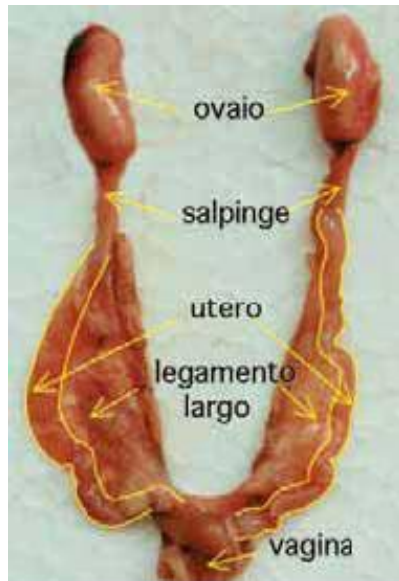


Figura 8 – Utero di Lepre europea.



Figura 9 – Ovari di lepre: immaturo a sinistra e maturo a destra, con follicoli oofori e due corpi lutei.

Naturalmente non tutti gli embrioni ed i feti impiantati sull'utero giungono a termine della gravidanza, una parte va incontro ad un processo di riassorbimento, rispetto al quale si è ipotizzato un significato di regolazione interna della fecondità della specie (per adattarla a condizioni eco-etologiche sfavorevoli), ma di ciò non sussistono ancora prove sufficienti. Anche l'entità della mortalità prenatale nella Lepre europea non è ancora ben chiara; alcuni studi indicano valori del 10 - 25% (Raczynsky, 1964; Flux, 1967; Lloyd, 1968; Pépin, 1981).

La fecondità dei maschi è influenzata dal fotoperiodo, iniziando ad aumentare all'inizio dell'inverno, dopo la diapausa autunnale, giungendo al culmine alla fine della primavera. Da luglio si osserva una rapida flessione della fertilità fino a raggiungere livelli molto bassi nella seconda metà di agosto.

La gravidanza si protrae mediamente $41,1 \pm 0,6$ giorni (Martinet e Caillol, 1983); ma non sono rari casi di gravidanze di 40 e 39 giorni (Martinet e Caillol, 1983). Una caratteristica fisiologica della riproduzione della lepre è la cosiddetta superfetazione (stimata nel 48% dei casi di durata inferiore a 40 giorni), un fenomeno relativamente frequente in allevamento in gabbia, ma meno frequente in natura (13-15% dei casi). La superfetazione consiste nella possibilità che una femmina presenti una parziale sovrapposizione temporale di due distinte gestazioni, una a termine e l'altra in una fase iniziale. Ciò si realizza per il fatto che la femmina di lepre può risultare recettiva al maschio già pochi giorni prima del parto (in genere da 1 a 7 giorni), per cui l'accoppiamento determina l'ovulazione; in tal caso la fecondazione

delle uova può avvenire secondo o da parte degli spermatozoi derivanti dall'ultimo accoppiamento o da parte di una quota di spermatozoi derivante dal primo accoppiamento (essenziale in presenza di una prima gravidanza che impegni i due corpi uterini) e conservatasi vitale nella femmina a monte del blocco costituito dai feti della prima gravidanza (Martinet e Raynaud, 1973).

Quando l'accoppiamento non risulta fecondo può verificarsi una pseudogavidanza (falsa gravidanza), che in genere si protrae per 12-18 giorni, durante i quali la femmina non è recettiva nei confronti del maschio. In cattività è stata osservata un'alta frequenza di casi (17-20%), nei quali si constatano intervalli tra due parti successivi di 53-59 giorni, periodo corrispondente ad una gestazione (41 giorni) ed una pseudogestazione (12-18 giorni).

L'epoca della maturità sessuale è spesso indicata in 5-6 mesi (sia nei maschi che nelle femmine), tuttavia, Bray (1998) ha calcolato che le femmine più precoci possono essere fecondate già a 3-4 mesi d'età ed è pertanto possibile che i soggetti nati in primavera si accoppino in estate (circa il 14% del totale, ovvero circa il 50% delle femmine nate entro aprile).

Nella lepre è stato provato che possono manifestarsi ostruzioni al passaggio degli ovuli nell'ovidutto, con conseguente sterilità totale o parziale, probabilmente in conseguenza del verificarsi di infezioni all'apparato genitale (Martinet, 1977). Uno studio realizzato da Bray (1998) su femmine di lepre campionate in natura ha accertato che solo il 5% delle adulte non si erano riprodotte, mentre Hansen (1992) ha riscontrato valori del 79-86%.

La lunghezza della stagione riproduttiva della Lepre europea risulta regolata dal fotoperiodo, più che dalle condizioni climatiche.

Le prime nascite avvengono già alla fine di gennaio, ma avverse condizioni climatiche possono determinare un'elevata mortalità dei leprotti, soprattutto nelle regioni settentrionali e montane. Se si considera che i primi nati della stagione possono riprodursi già in estate, l'andamento climatico tra la fine dell'inverno e l'inizio della primavera può rivelarsi determinante per il successo riproduttivo di una popolazione di lepre. Il numero delle nascite è massimo tra aprile, maggio, giugno e la metà di luglio, poi decresce rapidamente fino alla prima decade di ottobre. Non è nota l'eventuale influenza del clima estivo sulla riproduzione della specie nelle regioni con clima di tipo mediterraneo. Il periodo di riposo sessuale è relativamente breve (circa 60-70 giorni), essendo compreso tra ottobre e dicembre.

Il numero medio di leprotti per parto è soggetto a variazioni evidenti nell'arco della stagione riproduttiva e con il susseguirsi delle gravidanze, con un progressivo e generale incremento fino all'inizio dell'estate ed una successiva flessione.

Analizzando una serie di dati riportati in letteratura, si constata che la media annua dei leprotti nati vivi per parto in allevamento risulta mediamente di 2,4. La variabilità del dato è evidentemente legata a numerosi fattori, tra cui la diversa proporzione di femmine giovani nel campione. A questo proposito appare interessante quanto stimato da Bray (1998) nel corso di uno studio sulle cicatrici uterine nell'ambito di un campione di lepri abbattute, ovvero un valore medio di 2,7 (da 1 a 6) cicatrici per gravidanza nelle femmine adulte e di 1,9 (da 1 a 4) nelle giovani. Ancor più variabile è il numero medio di gravidanze, che risulta in relazione alla qualità dell'ambiente e alle condizioni climatiche; in popolazioni dell'Europa centrale sono segnalati valori di 3-4 parti all'anno (Pielowski, 1971), in Nuova Zelanda di 4,59 (Flux, 1967), mentre nei territori estremi della Patagonia tale parametro si riduce a solo 1,77 parti (Amaya et al., 1979). Il numero di leprotti prodotti annualmente per femmina può essere stimato entro valori di 7,8 - 11,3 e risente sia delle diverse condizioni ecologiche e demografiche che coinvolgono le popolazioni studiate, sia dei diversi metodi d'indagine (Raczynski, 1964; Reynolds e Stinson, 1959; Flux, 1967; Pepin, 1989; Bray, 1998).

2.3.6 Mortalità

Benché la longevità individuale possa raggiungere normalmente i 6 anni (eccezionalmente fino a 12), le lepri sono soggette a numerosi fattori di mortalità naturali e artificiali. Tra i fattori naturali vi sono le malattie, le avversità climatiche e la predazione, spesso in relazione tra loro e con la qualità dell'habitat. Rispetto a questi fattori le popolazioni di lepre e gli individui stabiliscono delicate forme d'equilibrio (es. "predatore- preda", "ospite-parassita" ecc.), che eventi climatici eccezionali e una non corretta gestione possono pesantemente alterare. In tale contesto si colloca anche la comparsa di nuovi agenti patogeni, introdotti ad es. con le lepri di ripopolamento importate da aree geografiche assai distanti. Tra questi la diffusione dell'E.B.H.S.V. (virus dell'European Brown Hare Sindrome o Epatite virale della lepre) negli anni Ottanta del Secolo scorso, ha sicuramente determinato gravissime conseguenze sulle popolazioni di Lepre europea (paragonabile alla diffusione della Mixomatosi e della Malattia emorragica virale nel Coniglio selvatico), rispetto alle quali solo

da pochi anni, in una fase ormai di endemizzazione dell'infezione, si registra una certa ripresa. Le lepri ospitano tutti numerosi parassiti (tra i quali sono importanti soprattutto quelli dell'apparato digerente e respiratorio), che solo in determinate circostanze possono divenire causa di morte. È il caso ad es. dei Coccidi (se ne segnalano 8 specie in *L. europaeus*), che possono determinare il decesso in particolare dei leprotti e degli Strongili polmonari, che colpiscono gli esemplari adulti. Più spesso i parassiti manifestano un'azione debilitante e predisponente sia l'insorgenza di malattie infettive, che la predazione. Tra le patologie batteriche importanti, alcune si connotano per le mortalità che possono indurre nelle popolazioni di lepre (Pasteurellosi, Yersiniosi, Stafilococchi ecc.), altre per la trasmissibilità, diretta o indiretta, all'Uomo (Tularemia, Yersiniosi o Pseudotubercolosi, Malattia di Lyme, Encefalite da zecche di tipo centro-europeo o TBE) e ad animali domestici (Brucellosi da *Brucella suis*). Tra i fattori artificiali di mortalità vi sono naturalmente la caccia ed il bracconaggio, numerose attività agricole (pesticidi, meccanizzazione, modificazione dell'habitat), il traffico stradale, l'inquinamento ecc. Spesso le diagnosi di laboratorio non chiariscono a sufficienza le cause all'origine della mortalità delle lepri se non sono associate ad adeguate indagini epidemiologiche. Il monitoraggio sanitario è quindi uno strumento molto importante nella gestione delle popolazioni di lepre, ma va correttamente impostato.

La predazione è una importante causa di mortalità soprattutto per i leprotti. La Volpe rappresenta il predatore più importante per la specie, anche in considerazione della sua ampia distribuzione e densità relativa. Altri predatori sono il Lupo, alcuni Mustelidi, il Gatto selvatico, l'Aquila reale, il Gufo reale, la Poiana, l'Albanella reale, il Falco di palude ecc.; per ognuno di questi va, tuttavia, considerata la frequenza (a volte la rarità), lo spettro alimentare prevalente, gli ambienti frequentati e, soprattutto, il ruolo ecologico che rivestono, anche nel mantenimento degli equilibri già ricordati. Predatori occasionali sono alcuni Corvidi, il Cinghiale ed il Tasso.

La mortalità è elevata soprattutto tra i giovani e le perdite possono essere molto consistenti ancora prima dell'apertura della caccia, per cui un'attenta gestione deve valutare accuratamente questo fondamentale fattore demografico, al fine di adeguare di conseguenza il prelievo venatorio. Diversamente il rischio è di intaccare il patrimonio dei riproduttori e, quindi, di dare origine ad una fase regressiva delle popolazioni.

Nella Lepre europea sono note varie conseguenze connesse all'uso dei fitofarmaci ed in particolare:

- dirette, per tossicità acuta e cronica;
- indirette, per la riduzione di fonti trofiche significative.

Alcuni fertilizzanti chimici possono rendersi responsabili di danni alle lepri, determinando in particolare l'insorgenza di cheratocongiuntiviti, panoftalmiti ed enteriti emorragiche (Spagnesi e Trocchi, 1992). Tra le sostanze più pericolose vi sono la calciocianamide e i sali ammoniacali in preparazione polverulenta (Pepin, 1981). Tra i prodotti più pericolosi sono da segnalare in genere quelli di I e II classe tossicologica, più in particolare, tra gli insetticidi i prodotti fosfororganici (Azinphos-metil, Parathion, Metil-Parathion, ecc.), tra gli erbicidi quelli a base di nitroderivati (di-nitro-orto-cresolo, Dinoseb, Dinoterb, ecc.) e di Paraquat; si segnalano, inoltre, i rodenticidi e gli antimalacidi (esche a base di methiocarb) (Soyez, 1978; Spagnesi e Trocchi, 1992; Genghini, 1994).

2.3.7 Demografia

La demografia della Lepre europea può essere studiata attraverso l'analisi di una serie di parametri (densità, natalità, mortalità, immigrazione, emigrazione o dispersione) inerenti la struttura delle popolazioni e la loro dinamica spazio-temporale. Naturalmente questi parametri sono influenzati dalle caratteristiche ecologiche dell'habitat, da fattori comportamentali, nonché da variabili caratterizzate da una forte componente stocastica (clima, patologie ecc.). Gli studi demografici sono peraltro fondamentali per determinare i criteri per una corretta conservazione e gestione delle popolazioni di Lepre europea. Da tempo vari studi sono stati avviati in questo settore, sia per la messa a punto delle metodiche d'indagine (ivi compresa la definizione di modelli matematici in grado di descrivere la dinamica delle popolazioni), sia per studiare le cause del declino generalizzato che da oltre 30 anni caratterizza le popolazioni di lepri in molti Paesi europei, tra cui soprattutto quelli occidentali.

L'analisi della struttura delle popolazioni di Lepre europea può essere attuata nell'ambito di studi attraverso operazioni di cattura e marcaggio degli esemplari; più spesso, nell'ambito di attività di gestione, queste indagini vengono realizzate su campioni di esemplari abbattuti nel corso dell'attività venatoria o catturati per fini di ripopolamento. In tale contesto è essenziale la determinazione della *sex ratio* e dell'*age ratio* sulla base dei criteri esposti. Un'analisi della struttura dei carnieri di lepri può fornire informazioni importanti sulla condizione delle popolazioni; ove il campione sia esaminato in una fase

iniziale della stagione venatoria, può consentire di verificare il «successo riproduttivo della popolazione» (inteso come rapporto giovani/adulti) e di perfezionare di conseguenza un piano di abbattimento. Un'analisi retrospettiva può essere utile per indagare le possibili cause all'origine del rapporto giovani/adulti accertato (caratteristiche ecologiche di un determinato habitat, eventi climatici e/o patologici deleteri, impatto di pratiche agricole sfavorevoli soprattutto per la sopravvivenza dei giovani, ecc.); per accertare la struttura della popolazione per classi d'età e di sesso e per valutare informazioni e dati di tipo autoecologico (e sanitario) in relazione all'età ed al sesso degli esemplari.

Alla nascita le lepri presentano una sex ratio (M/F) sostanzialmente paritaria, ad esempio di 1,07 su un campione di 690 feti esaminati (Fraguglione, 1961; Raczynski, 1964; Flux, 1967; Möller, 1971). Dati raccolti nel corso delle operazioni di cattura nelle province di Bologna e Mantova indicano una *sex ratio* di 0,93 ($\pm 0,1$; range annuale: 0,83 - 1,12; $n = 26.520$). Su esemplari catturati Pépin (1981) riporta un valore accertato sostanzialmente paritario (0,98), così come Tonolli e coll. (2002) per carniere realizzati nell'arco di 5 anni in provincia di Trento. Burrini e coll. (1997) hanno, invece, accertato una *sex ratio* leggermente a favore delle femmine (0,91) in carniere di lepri della provincia di Siena ($n = 639$), con una differenza legata all'età (0,82 tra gli esemplari adulti e 0,96 tra i giovani). Dati analoghi riferiti ad un territorio di pianura in provincia di Bologna ($n = 746$) hanno, per contro, evidenziato un rapporto sessi a favore dei maschi (1,35).

Le popolazioni di lepre sono caratterizzate da forti fluttuazioni spazio-temporali (Andersen, 1957; Strandgaard e Asferg, 1980; Broekhuizen, 1979; Pépin, 1989). La loro dinamica si basa su un elevato tasso di rinnovamento, benché meno accentuato rispetto a quello che caratterizza molti «micromammiferi» (tra cui i Roditori). In altri termini, nell'ambito del cosiddetto continuum r-K (Krebs, 1986) i Lagomorfi presentano strategie riproduttive intermedie.

La densità delle lepri sul territorio è assai variabile, sia su scala locale (la distribuzione è di tipo «aggregato»), che più in generale, come conseguenza di numerosi fattori ambientali, sociali e gestionali. Per queste ragioni non è semplice stimare la capacità portante del territorio e soprattutto prevedere l'evoluzione di una popolazione di Lepre europea. Le densità possono variare da meno di 1 esemplare a oltre 250 esemplari / 100 ettari, con forti fluttuazioni da un anno all'altro. In Italia differenze marcate di densità si registrano tra le regioni centro-settentrionali, quelle centrali e quelle meridionali, potendosi constatare come la

densità e la consistenza delle popolazioni di lepre si riduca da Nord verso Sud, anche all'interno delle aree protette. Densità molto buone, con punte elevate, si osservano soprattutto nelle zone di ripopolamento e cattura della Pianura Padano-veneta, mentre nelle aree ove è consentito il prelievo venatorio le densità di fine caccia sono di norma inferiori ad un capo per 100 ettari e spesso comprese tra 0 e 0,5 capi per 100 ettari (fanno eccezione certe aziende faunistico-venatorie e le riserve di caccia del Friuli Venezia-Giulia). In conseguenza delle consistenti immissioni effettuate a fini di ripopolamento, ma soprattutto della dispersione naturale di esemplari dalle aree protette, nelle aree aperte all'esercizio venatorio si constata, paradossalmente, densità di fine inverno normalmente più elevate di quelle osservabili al termine della stagione venatoria.

In Italia non sono ancora disponibili studi inerenti l'idoneità dell'ambiente per la Lepre europea, ma la sua distribuzione storica e i sostanziali fallimenti delle massicce immissioni effettuate in tutte le regioni meridionali (Sicilia compresa), inducono a ritenere che essa incontri importanti limiti ecologici nei territori a clima mediterraneo.

2.3.8 Comportamento

Sebbene la Lepre europea sia considerata solitaria, in realtà la sua distribuzione nel territorio è di tipo «aggregato» anche quando presente con densità molto basse. Essa tende a «raggrupparsi» in determinati settori più favorevoli dal punto di vista ambientale, ma anche allo scopo di organizzare una minima struttura sociale necessaria per la sopravvivenza della popolazione locale. Le relazioni sociali si sviluppano normalmente di notte e nelle aree di pascolo, dove la presenza di più esemplari consente di spendere meno tempo per l'attività di vigilanza a vantaggio del tempo dedicato all'alimentazione ed alle relazioni sociali vere e proprie. Di norma non si osserva una difesa attiva delle risorse alimentari, nemmeno rispetto al Coniglio selvatico, le cui aree di pascolo prossime alle garenne sono in genere disdegnate dalle lepri. Soprattutto durante la stagione riproduttiva la socializzazione delle lepri è facilitata dal rilascio del secreto di alcune ghiandole, come quelle ano-genitali, che impregnano il terreno, e quelle pigmentali del naso, che vengono usate per lasciare tracce odorose su tronchi o rami. Il territorio viene «marcato» anche dal secreto di ghiandole situate all'interno delle guance e ciò si realizza quando l'animale compie la toelettatura leccandosi le zampe anteriori e passandole sulle guance. Attraverso questi «messaggi» odorosi le lepri possono quindi

comunicare la loro presenza, il sesso, la condizione fisiologica, lo stato sociale ecc. e ciò è assai importante considerate le loro abitudini prevalentemente notturne e lo scarso sviluppo della vista.

La Lepre europea è specie poligama, non vi sono però veri e propri *harem* detenuti da maschi dominanti, ma questi tendono a scacciare i più giovani subalterni che, sia pure in minor misura, riescono comunque ad accoppiarsi. La competizione tra maschi, che si manifesta con violenti combattimenti attuati con gli arti e le unghie (a volte con morsi), inizia già alcune settimane prima l'inizio degli accoppiamenti, ovvero a partire dai primi giorni di dicembre, presenta il culmine in primavera e prosegue per tutta l'estate ma in misura ridotta. I luoghi dove avvengono i combattimenti sono in genere aperti e tali da permettere di individuare eventuali pericoli; essi sono riconoscibili per la presenza di ciuffi di peli sparsi sul terreno. Nelle fasi di accoppiamento si verificano analoghe scaramucce anche tra maschi e femmine, questo comportamento ha però la funzione di preparare fisiologicamente le femmine all'accoppiamento ed all'ovulazione che è indotta dal coito.

Le lepri giungono separatamente nell'area prescelta per l'accoppiamento formando piccoli gruppi, entro i quali più facilmente si verificano comportamenti di eccitazione collettiva, poi alcuni esemplari si allontanano anche solo momentaneamente, altri tendono alla costituzione di coppie, alle quali si possono unire singoli esemplari. Le femmine assumono un atteggiamento ritroso e minaccioso, mentre i maschi assumono un comportamento fiero ed invitante. Le lepri intervallano periodi di pausa con scambi affettuosi (tra partner), ad altri in cui si rincorrono e si verificano baruffe e veri e propri combattimenti (soprattutto tra rivali, ma non solo). Le coppie si sciolgono e poi si riuniscono, si verificano altre baruffe con contatti ripetuti al ventre per mezzo delle zampe anteriori e del muso. I contatti attenuano la diffidenza ed in seguito avvengono gli accoppiamenti; si osservano anche improvvisi accoppiamenti senza alcun corteggiamento diretto tra i partner. La copula, che dura da 10 a 30 secondi, termina con un brusco movimento degli arti posteriori da parte della femmina ed un conseguente salto laterale da parte del maschio. Certi maschi possono accoppiarsi con più femmine nel corso della medesima notte, così come certe femmine accettano il corteggiamento di più maschi.

I giovani nascono all'aperto in un semplice giaciglio occultato tra l'erba, dove rimangono per pochi giorni. In seguito essi si spostano gradualmente nelle circostanze per minimizzare i rischi di predazione. Pur essendo in grado di muoversi attivamente, nelle prime

settimane i leprotti sono assai sedentari e si spostano principalmente per raggiungere il luogo d'incontro con la madre per l'allattamento, situato nei pressi del punto in cui sono nati. L'allattamento si verifica al tramonto con un'unica poppata della durata di pochi minuti. Dopo lo svezzamento, che si verifica a circa un mese d'età, i leprotti si mantengono nelle vicinanze del luogo di nascita, muovendosi su superfici molto ristrette, ma via via crescenti nel tempo.

Di abitudini prevalentemente crepuscolari e notturne, la lepre spesso abbandona il covo anche di giorno nei periodi dell'accoppiamento e dove le è consentito di vivere indisturbata. In quest'ultimo caso un minimo di attività si osserva nelle ore centrali della giornata (all'incirca tra le 11 e le 15,30) ed una netta ripresa dell'attività si verifica nel tardo pomeriggio (Tottewitz, 1993; Pépin e Cargnelutti, 1994). Durante il giorno di norma la lepre rimane al covo, una semplice depressione del terreno ricavata a volte in punti con vegetazione quasi impenetrabile, o nel bosco, altre volte tra la vegetazione erbacea e persino tra le zolle dei terreni arati o al margine delle scoline dei campi in pianura. Se non disturbata la lepre può ritornare in covi già frequentati (o nelle loro immediate vicinanze), ma nel volgere di pochi giorni; è raro, invece, che ciò accada a distanza di qualche settimana dal primitivo insediamento.

Benché sedentaria la lepre non è legata al territorio frequentato al punto di difenderlo attivamente rispetto ad intrusi e rivali; l'area frequentata può essere distinta in due zone funzionalmente differenti: l'*home range* (o area vitale), ove la lepre stabilisce i suoi covi e le zone di pastura, e la zona di esplorazione circostante (di circa un chilometro), utilizzata anche per i percorsi di fuga. L'*home range* è, inoltre, soggetto a continue modifiche, anche stagionali, per la necessità di adattarsi al mutare delle risorse disponibili o come reazione a situazioni sfavorevoli, o per esigenze sociali. In generale l'estensione media dell'*home range* di una lepre è in relazione all'idoneità dell'ambiente ed alla densità di popolazione. Studi effettuati mediante tecnica radiotelemetrica confermano questa variabilità degli *home range* da un minimo di 16 ad un massimo di 100 ettari. (Gemma, 1997; Fiechter, 1986; Broekhuizen e Maaskamp, 1982; Ricci, 1983; Kovacs e Buza, 1992; Kovacs e Buza, 1992; Reitz e Leonard, 1994; Parkes, 1984; Tapper e Barnes, 1986).

Con il termine “dispersione” di norma s'intendono gli spostamenti di un animale dal luogo di nascita a quello ove egli s'insedia per riprodursi; alcuni autori però indicano con questo termine anche gli spostamenti di abbandono di un precedente *home range*. Di fatto si

tratta di spostamenti compiuti dall'animale su territori non conosciuti e senza ritorno nelle aree del primitivo insediamento. Nel caso della lepre pochi studi sono stati realizzati su questa materia, complessa, ma assai interessante anche dal punto di vista applicativo: basti pensare ai processi di “ripopolamento” naturale dei territori di caccia da parte degli esemplari provenienti dalle aree protette, ovvero alle modalità di diffusione e di crescita delle popolazioni. Studi sugli spostamenti compiuti dalle giovani lepri dal luogo di nascita a quello prescelto per la riproduzione evidenziano che i 2/3 si spostano a distanze di 1 – 8 km e più raramente giungono ad oltre 15 km. Sulla base di questi risultati, una lepre (maschio o femmina) che nasca ipoteticamente al centro di una zona di ripopolamento e cattura (ZRC) con estensione di 723 ha (dato medio nazionale riferito al 1999) avrebbe circa il 20% di probabilità di uscire dalla zona medesima per riprodursi; ovviamente le probabilità aumenterebbero nel caso delle ZRC più piccole. Il fenomeno della dispersione nella lepre sembra peraltro inversamente proporzionale alla densità della popolazione: esso risulta più importante in presenza di basse densità, poiché correlato alla dimensione media dell'*home-range* dei riproduttori, che è appunto maggiore in presenza di basse densità. Il fenomeno tende a manifestarsi con maggiore frequenza all'epoca della maturità sessuale (tra i 4 e i 6 mesi d'età) e tra maggio e febbraio; movimenti di dispersione si osservano comunque anche tra gli esemplari adulti. Ove esiste un'ampia rete di ZRC ben popolate di lepri, come ad esempio in provincia di Bologna, si stima che il carniere medio del cacciatore sia determinato per circa il 50% da esemplari “irradiatisi” spontaneamente da queste aree e solo per il 15% circa dal ripopolamento artificiale, nonostante questo sia realizzato con ben 5.000 – 7.000 lepri all'anno catturate nelle stesse ZRC.

Studi sugli effetti della predazione e della disponibilità alimentare sulla dinamica di popolazione delle lepri (Flux, 1967; Windberg e Keith, 1976; Sinclair, 1986; Pepin, 1989) hanno rilevato che le condizioni corporee dell'animale hanno una importanza speciale nel determinare la probabilità di sopravvivenza durante l'inverno: in una popolazione relativamente pochi individui riescono a sopravvivere sino alla primavera successiva ed a riprodursi (Soveri e Aarnio, 1983; Pehrson, 1983; Pehrson e Lindlof, 1984; Pullianen e Tunkkari, 1987; Parkes, 1989). Per contro, un solo lavoro (Holley, 1993) si è occupato delle interazioni (notturne) dirette tra Volpe e Lepre europea, rivelando aspetti scarsamente conosciuti. La lepre, quando rileva la presenza di una Volpe a distanza, prosegue nell'attività di alimentazione, pur mantenendo uno stato di allerta; se il predatore si avvicina fino a circa

30 metri, la lepre si erge sulle zampe posteriori mostrando il ventre chiaro (standing), segnalando così al predatore che è stato individuato e che la prosecuzione dell'attacco non avrebbe esito fruttuoso. Tale comportamento (specie-specifico, in quanto non viene attuato, ad esempio, nei confronti del cane) porta vantaggio ad entrambi i protagonisti: la Volpe non spreca tempo ed energie in un attacco fallimentare e la lepre, oltre ad evitare l'attacco, può verosimilmente dedicare più tempo ad altre attività essenziali. Se la distanza predatore/preda si riduce a circa 20 m la lepre si dà alla fuga.

2.3.9 Stato di conservazione

L'evoluzione delle aree agricole dell'Europa occidentale, avvenuta in modo più marcato dalla metà del 1900 per assecondare pressanti esigenze economico-sociali e nuove tecniche di coltivazione, ha comportato un generalizzato peggioramento della qualità dell'habitat della lepre (con riduzione della diversità ambientale e della ricchezza delle componenti ecologiche) ed il conseguente declino delle sue popolazioni in vari Paesi.

In Italia, a fronte della regressione osservata nelle popolazioni di lepre dopo l'ultimo conflitto mondiale e del considerevole aumento dei cacciatori avvenuto fino alla metà degli anni Ottanta, molte aspettative sono state riposte nelle attività di ripopolamento artificiale, anche grazie alla messa a punto della tecnica di allevamento della specie in stretta cattività, a partire dagli anni Settanta. Tuttavia, le considerevoli energie profuse in queste iniziative non sono risultate efficaci per invertire la tendenza delle popolazioni ed anzi hanno contribuito a ritardare l'adozione di misure volte ad attenuare i reali fattori limitanti, come quelle in favore dell'ambiente. Nell'ultimo decennio molte iniziative sono state prese in favore del ripristino ambientale, anche grazie alla politica agricola comunitaria (PAC), che ormai da anni contribuisce in modo tangibile alla realizzazione di questi interventi e in generale da parte di tutti gli Organismi gestori della fauna selvatica.

Naturalmente molti fattori influiscono sulla dinamica delle popolazioni di lepre, sia a livello generale (ad esempio l'evoluzione del clima, la diffusione dell'E.B.H.S., lo sviluppo della rete stradale e l'intensificazione del traffico, l'inquinamento ambientale, ecc.), che locale (ad esempio la predazione soprattutto da parte della Volpe, il bracconaggio diurno e notturno, le pratiche gestionali scorrette, ecc.), ma sono molte ormai le aree del Paese ove si assiste ad un generale miglioramento della condizione delle popolazioni di lepre. Oggi anche la

pressione venatoria sembra essersi riportata su livelli meglio sostenibili dalle popolazioni delle specie cacciabili (essendosi più che dimezzato il numero dei cacciatori nell'arco di vent'anni) ed è mutato anche l'interesse venatorio del cacciatore. Sempre più numerosi sono infatti coloro che si dedicano agli ungulati e specialmente al Cinghiale, mentre diminuiscono, a volte in modo considerevole, i cacciatori di lepri con i cani da seguita.

Così come la riduzione delle popolazioni di lepre è avvenuta in maniera assai differenziata sul territorio italiano, a seconda della idoneità dell'ambiente nei confronti della specie e dei criteri di gestione adottati, anche la ripresa appare più pronta laddove si sono conservate condizioni ambientali più favorevoli e soprattutto nuclei soddisfacenti di popolazioni autoctone (ad es. nelle ZRC). Al contrario, nelle zone marginali per la specie, come quelle montane e quelle dell'Italia centrale - dove esistono condizioni di transizione tra l'habitat della Lepre europea e quello, rispettivamente, della Lepre variabile e della Lepre italica - la condizione appare più incerta. Le densità delle popolazioni della specie sul territorio sono quindi molto variabili e risentono anche di una prassi gestionale basata sui ripopolamenti ancora in larga parte diffusa.

2.4 Riconoscimento delle lepri in Italia

I caratteri diagnostici delle singole specie di lepri sono ben chiari e di facile individuazione. La Lepre italiana è simile nell'aspetto generale alla Lepre europea, ma ha forme relativamente più slanciate ed è più leggera. La Lepre sarda ha un aspetto generale simile alla Lepre europea, ma è nettamente più piccola. La Lepre variabile, si distingue dalla Lepre europea per le dimensioni inferiori, le orecchie più corte con una striatura nera nella parte apicale (anziché una macchia), la colorazione bruna brizzolata (anziché nera) della parte dorsale mediana della coda e per la variabilità stagionale del mantello.

Nella pratica corrente problemi di discriminazione tra specie si possono presentare:

- nell'areale storico della Lepre italiana, rispetto alla Lepre europea;
- nella cerchia alpina tra quest'ultima specie e la Lepre variabile (es. esaminando solo i peli o lo scheletro);
- in Sardegna nell'eventualità di introduzione (abusiva) della Lepre europea.

Il Lazio si trova nell'areale storico della Lepre italiana e pertanto si ricade nel primo dei problemi, ma un'attenta osservazione degli esemplari permette di distinguere le due specie.

In particolare l'osservazione dei caratteri morfologici diagnostici del mantello (Trocchi e Riga, 2005) permettono il riconoscimento tra Lepre italiana e Lepre europea.

2.4.1 Mantello

Le due specie di lepri si distinguono per la differente colorazione del mantello; nella Tabella 4 vengono fornite alcune sintetiche informazioni sui caratteri diagnostici utili al riconoscimento tra Lepre italiana e la Lepre europea.

Nella Lepre italiana esiste una separazione netta tra la colorazione bianca del ventre e la colorazione dei fianchi mentre la Lepre europea presenta una fascia di transizione sfumata nella stessa zona (Figura 11 e Figura 11).

La colorazione grigia della porzione basale del pelo centrodorsale (tra le scapole) è tipica degli adulti di Lepre italiana mentre è biancastra della porzione basale del pelo centrodorsale negli adulti di Lepre europea (Figura 12 e Figura 13).

<i>Lepus corsicanus</i>	<i>Lepus europaeus</i>
colorazione della coscia e del groppone bruno-ocra-rossiccia	colorazione della coscia e del groppone bruno-grigiastra
colorazione grigia della porzione basale del pelo centrodorsale (tra le scapole) degli adulti	colorazione biancastra della porzione basale del pelo centrodorsale (tra le scapole) negli adulti
colorazione grigio-nerastro della nuca e della parte dorsale del collo	colorazione grigio-nerastro della nuca e della parte dorsale del collo (ad eccezione dei giovani)
separazione netta tra la colorazione bianca del ventre e la colorazione dei fianchi	presenza di una fascia di transizione sfumata tra la colorazione bianca del ventre e la colorazione dei fianchi

Tabella 4 – Caratteristiche salienti della colorazione del mantello di *L. corsicanus* e *L. europaeus*.



Figura 10 – Esemplari adulti di *L. europea* (sinistra) e di *L. italica* (destra) a confronto (si noti in particolare la colorazione del fianco).



Figura 11 – Colorazione del fianco a confronto nella Lepre europea (sx) e la Lepre italica a Dx

Nella Lepre italiana la colorazione della coscia e del groppone è bruno-ocra-rossiccia mentre nella Lepre europea la colorazione della coscia e del groppone bruno-grigiastra (Figura 11, Figura 13,).

La nuca e della parte dorsale del collo sono di colore grigio-nerastro nella Lepre italiana a differenza della Lepre europea dove sono di colore bruno-rossiccio (ad eccezione dei giovani) (Figura 12 e Figura 13).



Figura 12 – Colorazione della nuca e della coscia a confronto nella Lepre europea e nella Lepre italiana.



Figura 13 – Colorazione della nuca a confronto nella Lepre europea e nella Lepre italiana.

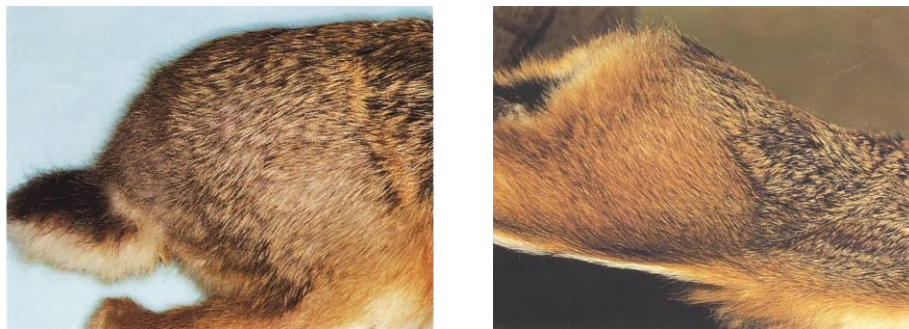


Figura 14 – Colorazione della coscia confronto nella Lepre europea e nella Lepre italiana.

Avendo a disposizione delle pelli è possibile utilizzando la chiave diagnostica, definita da De Marinis e Toso (1998) per distinguere le varie specie di lepri (Tabella 5).

PELI DI GIARRA	
Opzione 1 - peli con spatola in posizione centrale -peli con spatola in posizione apicale	= <i>L. europaeus</i> → Opzione 2
Opzione 2 - forma del bulbo pilifero conica - forma del bulbo pilifero non conica	= <i>L. corsicanus</i> → Opzione 3
Opzione 3 - forma del pelo piegata ad L - forma del pelo lineare	= <i>L. timidus</i> = <i>L. «c.» mediterraneus</i>
PELI INTERMEDI	
Opzione 1 - lunghezza della parte colorata > 5 mm - lunghezza della parte colorata < 5 mm	→ Opzione 2 → Opzione 3
Opzione 2 - forma del bulbo pilifero cilindrica e parte prossimale del pelo grigia - forma del bulbo pilifero conica e parte prossimale del pelo bianca	= <i>L. europaeus</i> = <i>L. corsicanus</i>
Opzione 3 - lunghezza della parte colorata sul totale del pelo < 9% - lunghezza della parte colorata sul totale del pelo > 9%	= <i>L. timidus</i> = <i>L. «c.» mediterraneus</i>

Tabella 5 – Chiave diagnostica, definita da De Marinis e Toso (1998), delle lepri presenti in Italia in base all'esame dei peli dorsali del mantello (abito estivo nel caso di *L. timidus*).

2.4.2 Giovani

I riconoscimento dei giovani non è semplice e richiede la manipolazione dei piccoli. I leprotti di *L. timidus* sono di colore simile a quello dei giovani di *L. europaeus*, ma con meno soffusioni nerastre.

Nella Tabella 6 vengono illustrate le differenze del mantello nei giovani di Lepre sarda, Lepre europea e Lepre italica.

<i>L. «c.» mediterraneus</i>	<i>L. corsicanus</i>	<i>L. europaeus</i>
Mantello di tonalità più scure rispetto a <i>L. corsicanus</i> e soprattutto a <i>L. europaeus</i> , per l'evidenza in superficie delle bande e degli apici neri dei peli intermedi. Macchia ocracea bene evidente su nuca e parte dorsale del collo. Parti distali degli arti ocracee, poco più chiare medialmente. Parte ventrale del corpo di colore paglierino.	Mantello di tonalità scure rispetto a <i>L. europaeus</i> per la presenza di bande ed apici neri nei peli intermedi. Rispetto a <i>L. «c.» mediterraneus</i> le tonalità sono meno scure per la presenza di apici neri più lunghi in quest'ultima specie. Macchia nucale grigiastra come nell'adulto. Parti distali degli arti fulve, poco più chiare medialmente. Parte ventrale del corpo di color paglierino, con fascia mediale bianca.	Mantello con peli intermedi con bande ed apici di color marrone scuro, in certi casi tendente al nero nelle parti più distali. Tonalità nel complesso più chiare rispetto a <i>L. corsicanus</i> e soprattutto a <i>L. «c.» mediterraneus</i> . Nuca e parte dorsale del collo poco distinguibili dalla colorazione del capo e del dorso. Parti distali degli arti fulve o brune, poco più chiare medialmente. Parte ventrale del corpo di color paglierino ai lati e bianca medialmente.

Tabella 6 – Differenze nel mantello dei leprotti alla nascita di *L. «c.» mediterraneus*, *L. europaeus* e *L. corsicanus* (osservazioni preliminari- Riga et al., 2003a; Trocchi et al., 2003)

2.4.3 Ossa craniche

Il cranio della Lepre italica è meno massiccio, più arrotondato di quello della Lepre europea e di dimensioni significativamente minori. In particolare i nasali della Lepre europea sono lunghi e appiattiti, mentre sono corti e ricurvi nella Lepre italica (Palacios, 1996). Nella Lepre sarda la forma generale del cranio è più affusolata rispetto a quella della Lepre europea, di dimensioni minori e con bulle timpaniche più grandi e globose (Miller, 1912; Toschi, 1965). Nella Lepre variabile lo splancnocranio (parte facciale) risulta più corto rispetto alla Lepre europea e la regione frontale è più concava.

2.4.4 Denti

La forma, la dimensione e la sezione dei denti sono anch'essi caratteri diagnostici in grado di discriminare tra le varie specie.

In *L. timidus varronis* la sezione del premolare P2/ presenta un diverso profilo dello smalto e un diametro minore rispetto a *L. europaeus* (Figura 15).

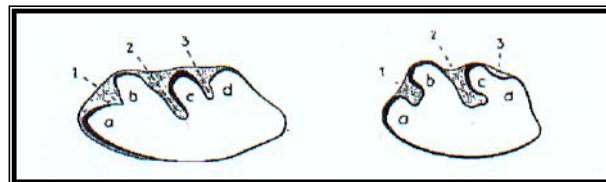


Figura 15 – Sezione del premolare P2/ in *L. europaeus* (sinistra) e *L. timidus* (Kolby, 1959).

In *L. corsicanus* la parte aborale degli incisivi superiori I1/ arriva alla sutura incisivomascellare, mentre in *L. europaeus* non arriva alla sutura stessa (Figura 17) e in *L. timidus* la supera.

Anche la sezione degli stessi incisivi (Figura 17), così come di quelli inferiori, risulta utile alla diagnosi differenziale tra *L. europaeus* e *L. timidus*, in quanto nella prima specie la larghezza è maggiore; il rapporto tra questa misura e lo spessore (senso vestibolo-linguale) ha un valore normalmente maggiore anche in *L. t. varronis*, che in questi caratteri meno si differenzia da *L. europaeus* (Kolby, 1959).



Figura 16 – Distanza tra la parte aborale degli incisivi superiori I1/ e la sutura incisivo-mascellare (incisivo-maxillaris) in *L. europaeus* e *L. corsicanus* (Palacios, 1996).



Figura 17 – Sezione degli incisivi I1/ in *L. europaeus* (a sinistra) e *L. timidus* (Kolby, 1959). Oltre alla comparazione delle dimensioni, si noti la posizione e la forma del solco sul lato vestibolare (in alto nella figura), la presenza/assenza del cemento (punteggiato) nel solco stesso e lo spessore dello smalto sul lato vestibolare (Kolby, 1959).

Un ulteriore elemento diagnostico è la presenza di cemento nel profondo solco longitudinale (lato vestibolare) degli incisivi superiori di *L. timidus* (Figura 18).

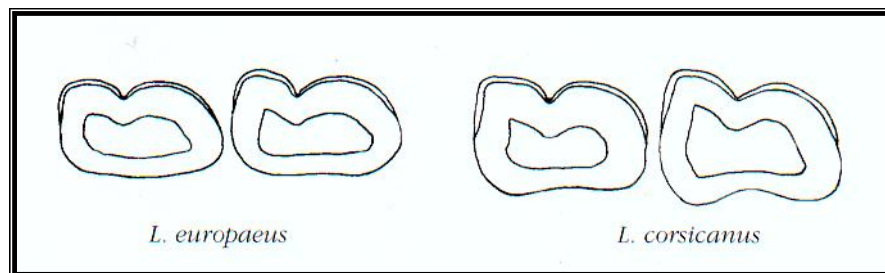


Figura 18 – Sezione degli incisivi superiori I1/ in esemplari adulti di *L. corsicanus* e *L. europaeus*. Variabilità del profilo linguale (in basso) del dente: rettilineo o convesso in *L. corsicanus*, più o meno concavo in *L. europaeus* (Palacios, 1996, modificato).

È inoltre presente una variabilità del profilo linguale (in basso) del dente: rettilineo o convesso in *L. corsicanus*, più o meno concavo in *L. europaeus* (Palacios, 1996, modificato).

Per quanto riguarda i caratteri diagnostici dei denti tra la Lepre sarda e la Lepre europea, Miller (1912) e Toschi (1965) riferiscono di denti più piccoli nella prima specie, tuttavia mancano studi più moderni sull'argomento.

3 L'AREA DI STUDIO- La Regione Lazio

3.1 Inquadramento geografico

La Regione Lazio, nona tra le altre regioni per estensione con i suoi 1.720.268 ettari, è situata al centro della Penisola, tra i 41° 11' circa e i 42° 50' circa di latitudine nord. Il confine terrestre della Regione si delinea per oltre 700 km dal limite amministrativo della Toscana a nord ovest, a quello dell'Umbria a nord, da quello delle Marche a nord est a quello Abruzzese ad est e a quello del Molise e della Campania a sud est. Il confine marittimo si snoda per circa 300 km definendo gran parte della sponda medio - tirrenica.

Dal punto di vista amministrativo la Regione è divisa in cinque provincie: Roma, Viterbo, Frosinone, Rieti e Latina.

3.2 Breve storia geologica della Regione

Prima di affrontare la descrizione dei principali aspetti dell'attuale paesaggio naturale del Lazio è certamente opportuno tracciare, per somme linee, un quadro riepilogativo delle fasi attraverso le quali si è andato evolvendo l'assetto geologico della Regione.

Tralasciando le fasi più antiche, possiamo cominciare il breve excursus attraverso le infinità dei tempi geologici partendo dalla fine dell'era Mesozoica, attorno ai sessanta milioni di anni fa, quando si iniziarono a definire i contorni delle prime terre emerse la cui evoluzione avrebbe portato alla formazione del rilievo appenninico e antiappenninico.

Enormi quantità di fanghi calcarei, argille ed altri sedimenti si erano depositate sul fondo, in lento sprofondamento, di un oceano esteso più o meno tra l'attuale Atlantico e l'Oceano Indiano: la Tetide. In zone con fondali meno profondi si andavano da tempo accrescendo atolli corallini, assai simili a quelli dell'attuale fascia dei mari tropicali, o concrezioni di alghe ed altri organismi costruttori. Di questo enorme braccio di mare, largo nel tratto interessato dalla formazione delle nostre regioni almeno un migliaio di chilometri, oggi rimangono - piccole testimonianze - il mare Mediterraneo (o meglio alcuni settori di esso

come l'Adriatico ed il Mediterraneo orientale) nonché alcuni specchi d'acqua minori, interni al continente Euroasiatico.

A causa della "deriva dei continenti" il continente africano, sul finire dell'era Mesozoica, è venuto gradualmente ad avvicinarsi al blocco euroasiatico portando alla compressione e al sollevamento dei sedimenti che si trovano sui fondali marini e formando, come già si accennava, le prime terre emerse. È questa, assai semplificata, l'origine dei rilievi, sia di quelli argillosi, formati dall'emersione dei fondali più profondi, sia di quelli calcareo - dolomitici, dovuti alla venuta in superficie dei fondali marini più superficiali o delle barriere coralline. Tali diverse genesi sono ben evidenti nelle nostre montagne qualora si considerino le differenze (di cui si parlerà nel prossimo capitolo) che distinguono, ad esempio, i rilievi della facies "Laziale Abruzzese" da quelli della serie "Umbro-Marchigiana". I materiali formanti il rilievo hanno subito, in realtà, vicende geologiche di una tale complessità (trasporto per lunghe distanze, scivolamento e sovrapposizione di formazioni geologiche l'una sull'altra) che ancor oggi non tutte le fasi della storia geologica del paesaggio sono ben ricostruibili.

Circa 7-8 milioni di anni fa, verso la fine del Cenozoico, lungo il margine occidentale dalla catena appenninica in fase di "rapido" sollevamento si aprirono numerose fratture nella crosta terrestre, la quale iniziò a sprofondare e a venire di nuovo invasa dal mare: questa fu la nascita del Mare Tirreno.

Lo sprofondamento dei fondali del nuovo mare proseguì per milioni di anni, almeno fino al Pliocene inferiore, circa 6 milioni di anni fa, portando al continuo avanzamento del mare verso l'interno del paese. La costa in questo periodo era infatti ben più ad est di quella attuale, tanto che il mare formava ampi golfi all'altezza di Orvieto o del Reatino (Golfo Sabino) e numerosi rilievi attuali si ergevano come isole (Monte Soratte, Monti Cornicolani). A questo periodo si deve il deposito sui fondali marini di enormi quantità di sedimenti - argille e sabbie soprattutto - che oggi affiorano sulle colline ad ovest di Roma (collina di M. Mario) o immediatamente a nord del Fiume Aniene, presso la Capitale.

Circa 3-4 milioni di anni fa, nel Pliocene medio-superiore, il mare iniziò a ritirarsi verso ovest a causa di un nuovo sollevamento del fondo marino. Si delinearono lentamente i rilievi del Lazio collinare e il Golfo Sabino divenne un grande lago interno. Dalle fratture della crosta terrestre vennero a giorno le lave, dovute alla parziale fusione della crosta stessa, che

formarono dapprima (tra 4 e due milioni di anni fa) i rilievi vulcanici della Tolfa e dei Monti Ceriti e successivamente (attorno ad 1.400.000 anni fa) il vulcano Cimino.

I bassi fondali marini andarono lentamente colmandosi a causa del trasporto, da parte dei corsi d'acqua, dei detriti asportati ai rilievi dall'erosione. L'evoluzione del paesaggio procedette sino al Pleistocene con la formazione del corso del Tevere e dei fiumi che continuavano a trasportare verso la costa enormi quantità di detriti, oggi affioranti presso le aree costiere della Regione. La forte ripresa dei movimenti crostali, determinò, attorno ad un milione di anni fa, nuovi sprofondamenti di alcuni settori costieri e, dalle nuove fratture che si aprirono, raggiunsero la superficie grandi quantità di lave più profonde di quelle che formavano i vulcani Pliocenici. Iniziò così l'evoluzione di quella particolare forma di paesaggio vulcanico che caratterizza il Lazio tra tutte le regioni del continente e che tanta influenza ebbe in seguito sullo sviluppo della civiltà umana.

3.3 Geografia fisica e geologia

Il Lazio costituisce senz'altro la meno omogenea tra le Regioni italiane dal punto di vista fisico, geomorfologico e climatico e, di riflesso, anche da quello storico-culturale.

Questa estrema varietà di caratteri è dovuta alla complessa struttura geologica della Regione che vede grandi apparati vulcanici a stretto contatto con pianure alluvionali e con imponenti rilievi preappenninici ed appenninici carbonatici o calcareo-marnosoarenacei.

Il Lazio nel complesso è una regione montuosa o collinare: il 26% della sua superficie è infatti classificabile come "montana", il 54% collinare e solo il restante 20% pianeggiante. Numerose cime superano i 2000 metri; tra queste Monte Gorzano, nella catena dei Monti della Laga che con i suoi 2455 m. rappresenta la cima più elevata della Regione, il Monte Terminillo (m. 2213), il Monte Viglio (m. 2156), il Monte Cornacchia (m. 2003).

Il rilievo è variamente distribuito sul territorio regionale. Il settore nord occidentale della Regione, coincidente con la provincia di Viterbo è in gran parte costituito dai vastissimi affioramenti di prodotti vulcanici dei grandi complessi eruttivi Plio-Pleistocenici. In particolare i centri eruttivi del Quaternario (Vulsino, Vicano e Sabatino, cui si deve aggiungere, nel centro della Regione il complesso dei Colli Albani) hanno occupato con i loro espandimenti lavici e con le loro coltri di tufi o ignimbriti centinaia di chilometri quadri, dando luogo ad un paesaggio alquanto articolato. La morfologia di questo settore è

determinata da un susseguirsi di altopiani più o meno vasti, interrotti da valli strette e profonde scavate nei duri tufi dai corsi d'acqua e da rilievi spesso con la tipica morfologia a cono o a cupola che testimonia la loro antica origine vulcanica. Grandi depressioni circolari, create dall'unione di più cinti craterici, sono talvolta occupate dai laghi "vulcanici" o vulcano-tettonici che costituiscono le più grandi zone umide della Regione; tra questi il lago di Bolsena esteso per 9300 ettari, il lago di Bracciano (ha 5764), il lago di Vico (ha 1156), il lago di Albano (ha 602), il lago di Martignano (ha 249) e quello di Nemi (ha 167). Meno ampio l'ambito occupato dalle vulcaniti "acide" plioceniche, assai più antiche degli altri complessi cui si accennava poc'anzi, i cui prodotti sono ben riconoscibili nei rilievi "a cupola" del rilievo Tolfo-Cerite o del Monte Cimino. Sono inoltre ricollegabili al vulcanismo, del quale rappresentano fasi "tardive", alcuni aspetti geologici assai frequenti nel Lazio, come gli affioramenti di travertini, le manifestazioni idrotermali e le sorgenti di acque mineralizzate. Queste ultime sono spesso accompagnate da emissioni gassose di anidride carbonica ed acido solfidrico che danno luogo alle "solfatare" o "caldare". Non molto numerose le aree di interesse minerario, particolarmente frequenti però in alcuni settori come il Tolfo.

Nel complesso si può affermare che gli affioramenti delle vulcaniti non oltrepassano, a sud e ad est, la Valle del Tevere, con poche eccezioni costituite dalle bancate tufacee della bassa Sabina tra Poggio Mirteto e Monterotondo, dai rilievi dell'area romana e soprattutto dall'edificio vulcanico dei Colli Albani, noto come "Vulcano Laziale". Questo apparato, il più recente, è costituito da un imponente rilievo compreso tra i Monti Tiburtini-Prenestini ed il mare, la cui cima più elevata è il Monte Cavo (m. 949). Il diametro alla base del complesso è di oltre 50 chilometri. La portata delle modificazioni provocata dalla emissione delle lave e dei tufi di questo antico vulcano è stata tale da far deviare verso nord l'originario corso del Tevere. Altri centri vulcanici minori si trovano nel Lazio Meridionale nelle zone di Pofi, Arnara, Ceccano e Patrica e nell'Arcipelago Pontino.

Un diverso settore che condiziona fortemente l'aspetto generale della Regione è quello costituito dai rilievi preappenninici ed appenninici del Lazio orientale e meridionale.

Tali rilievi procedendo dal mare verso l'interno formano l'Anti Appennino Laziale, costituito dalle dorsali dei Monti Lepini, Ausoni ed Aurunci che nell'insieme determinano il Complesso dei Monti Volsci, e dalla piccola "scaglia" isolata e geologicamente differenziata del Monte Circeo. Più verso l'entroterra, superata l'ampia Valle Latina costituita dalle alluvioni dei fiumi Sacco e Liri, si giunge al Preappennino e all'Appennino Laziale vero e

proprio. Nel Lazio meridionale si ergono le imponenti strutture dei Simbruini-Ernici, del Monte Cairo e del versante laziale dei Monti della Marsica. Più a nord ovest i Monti Prenestini e Tiburtini collegano i rilievi del Lazio meridionale ai Monti Sabini. A nord di questi si ergono le catene dei Monti Reatini, del Velino e del Terminillo che costituiscono il vero e proprio asse degli Appennini laziali; ad est il gruppo del Monte Nuria - Monte Giano e dei Monti Carseolani e, nell'estremo lembo nord-orientale della Regione la dorsale dei Monti della Laga.

Dal punto di vista geologico questi rilievi sono divisibili in due facies principali: la prima, denominata Umbro-Marchigiana in quanto le rocce che la compongono sono ben rappresentate nelle due regioni, è costituita in prevalenza da calcari fini, ben stratificati, ti, originatisi in ambiente di mare profondo.

Questi rilievi sono caratterizzati da forme dei versanti arrotondate, soprattutto laddove predominano sedimenti erodibili come le marne e i calcari marnosi e dalla tendenza delle formazioni rocciose a "piegarsi", sotto la pressione delle spinte tettoniche, anziché a fratturarsi. L'altra facies è quella Laziale Abruzzese, assai diffusa nei rilievi del Lazio meridionale, che vede il predominare di calcari e di dolomie originatesi in ambiente marino poco profondo, dove l'attività costruttrice degli organismi, in particolare dei coralli delle antiche scogliere, prevaleva sulla sedimentazione. Queste rocce, più "rigide" sono sempre intensamente fratturate e fagliate.

I versanti in questo caso sono assai più accidentati, talvolta fortemente asimmetrici da un lato all'altro del rilievo e molto spesso sono interessati da marcati fenomeni di carsismo (grotte, doline, campi carreggiati). Alcune aree interessate dalla morfologia carsica superficiale e profonda costituiscono situazioni "tipiche" tra le più significative e non solo a livello nazionale: esistono laghi carsici come il lago di Canterno ed i due laghetti di Percile, campi con doline ed inghiottitoi come quelli di Arcinazzo, Camposecco e Camposoriano, grotte come quella di Pastena sviluppatasi complessivamente per oltre 1.100 metri o "abissi" come quello denominato "La Vettica" o il Pozzo del Merro.

È presente, inoltre, un'unità di transizione tra le due facies del complesso carbonatico laziale con caratteri intermedi tra essi, i cui sedimenti affiorano nella Sabina ed in alcuni altri settori del Reatino.

Il paesaggio collinare dei Monti della Tolfa o di altri rilievi come i Monti Ruffi, i Prenestini e le colline della zona di Ceccano è in gran parte costituito da alternanze di strati di

roccia dura, arenacea, ad altri di materiali argillosi, nell'insieme denominate "flysch". Simili sedimenti costituiscono anche la grande dorsale dei Monti della Laga, caratterizzata da una morfologia arrotondata del rilievo. Le argille plioceniche, assai diffuse a nord del rilievo Tolfetano, affiorano anche lungo la Valle del Tevere, poco a nord est di Roma.

Le aree pianeggianti sono in gran parte concentrate lungo la fascia pedemontana prospiciente la costa: dalla Tuscia marittima a nord di Civitavecchia all'ampio "ventaglio" costituito dalle coltri alluvionali del fiume Tevere, dall'Agro Pontino alle Piane di Fondi e del Garigliano. Il corso del Tevere determina un'ampia fascia pianeggiante che attraversa tutta la Regione con una larghezza media di due chilometri. Tra la dorsale dei Monti Volsci e i Simbruini-Ernici si estende la già ricordata Valle Latina; tra gli Ernici e i Monti della Marsica sud occidentale si apre la Val Roveto mentre tra le aree pianeggianti interne vanno ricordate la Piana di Rieti e quella di Viterbo.

La costa, che si estende per circa 300 chilometri, si presenta in gran parte bassa, con lunghe spiagge sabbiose ad andamento lineare o debolmente "falcato" (cioè con ampi golfi e piccoli promontori), talvolta interrotte dalle propaggini a mare di rilievi come quelli Tolfetani, del Circeo, degli Ausoni presso Terracina e degli Aurunci tra Sperlonga e Gaeta. I sedimenti che si depositano sulla costa formando le spiagge sono ricollegabili, nel settore centrale del litorale, al trasporto solido da parte del fiume Tevere, assai diminuito in tempi recenti a causa dei prelievi in alveo e delle numerose dighe realizzate lungo il suo corso.

3.4 Idrografia di superficie e idrogeologia

L'idrografia del Lazio è dominata dall'imponente reticolo idrografico del fiume Tevere e dei suoi affluenti tra cui più importanti sono l'Aniene, il Nera, il Paglia, il Treja ed il Farfa. Il bacino del fiume Nera (anche se ricadente, in parte, nel territorio umbro) con quello dei suoi affluenti Corno e Velino, è il maggiore, con una superficie complessiva di 2325 Km², seguito da quello del fiume Aniene con 1446 Km². Il bacino del fiume Garigliano formato dalla confluenza del fiume Liri (con i suoi affluenti Sacco, Melfa e Fibreno) in quelle del Gari costituisce il sistema idrografico più importante del Lazio meridionale. Numerosi i corsi d'acqua, per lo più alimentati da bacini di dimensioni minori, che versano le loro portate direttamente sulla costa tirrenica: nel tratto meridionale citiamo il fiume Portatore (in cui

confluisce il fiume Amaseno), il fiume Sisto e il torrente Astura; nel tratto costiero settentrionale sfociano il torrente Mignone, il fiume Marta, il fiume Fiora, il torrente Arrone.

Il campionario di ambienti lacustri è alquanto vario e include, oltre agli importanti bacini vulcanici e carsici cui si è già accennato, laghi costieri testimonianza di antiche lagune (Laghi dei Monaci, Fogliano, Caprolace, Sabaudia, Lago Lungo) e specchi d'acqua formati da grandi risorgive (Laghi Fibreno, Fondi e di S. Puoto). Nel complesso le zone classificabili come "umide" della Regione coprono una superficie stimabile attorno ai 22.000 ettari.

Le grandi dorsali carbonatiche del Lazio meridionale e orientale costituiscono, dati gli elevati valori di permeabilità di questo tipo di rocce (fino a 1.000 mm/anno di infiltrazione per un calcare di piattaforma, carsificato: praticamente quasi tutta l'acqua di precipitazione si infiltra nel suolo) e l'elevata piovosità che investe i rilievi appenninici e antiappenninici, immense risorse idriche sotterranee che sgorgano in superficie al contatto con sedimenti basali meno permeabili o quando raggiungono il livello di base (ad esempio vedi le sorgenti lungo la costa di Terracina-Sperlonga). Tra le manifestazioni sorgentizie più importanti le sorgenti del Peschiera (con portate dell'ordine dei 18.000 mc/secondo), quelle dell'Acqua Marcia di 5.400 l/sec. e le sorgenti del Fibreno (circa 8.500 l/sec.). Le strutture idrogeologiche più importanti dal punto di vista della qualità e della quantità di risorse idriche disponibili, tutte caratterizzate dalla presenza di terreni permeabili, sono quella dei Volsci, quella dei Simbruini- Ernici- M.Cairo- M.Camino- Mainarde, quella dell'Arco Umbro-Marchigiano (comprendente il M. Terminillo), quella del Velino- M.Nuria e quella dei Monti della Marsica Occidentale.

Complessi idrogeologici di minore importanza sono formati dai rilievi vulcanici del Lazio settentrionale e dei Colli Albani (con valori di infiltrazione attorno ai 300 mm/anno di pioggia), mentre gli affioramenti di rocce poco permeabili o impermeabili (argille plioceniche, flysch della Tolfa e della Laga, ecc.) non rivestono un grande interesse idrogeologico.

Il Lazio costituisce la Regione più ricca di risorse idriche di alta qualità: questa ricchezza contribuì in modo determinante allo sviluppo della civiltà; la tutela di queste risorse, dato soprattutto il crescente fabbisogno di acque idropotabili, costituisce uno degli obiettivi prioritari della strategia regionale per la tutela delle risorse naturali ed uno dei motivi principali per l'istituzione, sui principali complessi idrogeologici, di parchi e riserve naturali.

3.5 Inquadramento climatico

Il clima del Lazio risulta, ad una prima analisi, alquanto variabile sia nell'ambito stagionale che con il mutare delle condizioni orografiche. Due sono i fattori che si contrappongono nel determinare le condizioni climatiche della Regione: da una parte la presenza di un sistema di rilievi che delimita nel settore orientale tutto il territorio regionale, dall'altro il grande sviluppo della fascia costiera. L'influenza marina si manifesta con un abbassamento delle escursioni termiche e con un continuo apporto di umidità, da parte dei venti occidentali, verso l'interno della Regione. I rilievi dell'interno intercettano le correnti umide in ragione di 50 mm/anno di aumento della piovosità ogni 100 metri di salita in quota. La morfologia pianeggiante della costa centro settentrionale del Lazio e la sua relativa distanza dai rilievi abbassa fortemente i valori della piovosità annua in questo settore, che si attestano sui 750 mm/anno. Tali valori aumentano sensibilmente nel Lazio costiero meridionale, dove l'Anti Appennino si affaccia spesso direttamente sul mare. Procedendo dalla costa verso est, nella stessa direzione delle correnti atmosferiche apportatrici di umidità marina, la quantità delle precipitazioni aumenta molto progressivamente nei tratti pianeggianti o collinari dove raggiunge valori attorno agli 8-900 mm/anno, come ad esempio lungo la valle del Tevere o nelle basse colline della Tuscia marittima; tale aumento è molto più brusco laddove si erge il rilievo. Qui si riscontrano i valori più elevati che vengono stimati intorno ai 1500 mm/anno ed oltre sulle vette. La distribuzione delle precipitazioni registra un massimo autunnale per le zone di pianura e collina; valori elevati di piovosità si prolungano invece a tutta la primavera nelle aree più rilevate. Il minimo assoluto si registra normalmente nel mese di luglio. Il carattere "mediterraneo" dell'andamento climatico è evidenziato anche dalla sua estrema variabilità da un anno all'altro.

In generale le temperature medie raggiungono il minimo nel mese di gennaio, per salire rapidamente nei mesi primaverili sino al massimo termico nel mese di luglio. L'effetto mitigante del mare è evidente nell'andamento dei valori di temperatura media mensile che, almeno nella fascia costiera, collinare e pedemontana subiscono oscillazioni contenute nel corso dell'anno. Più si procede verso l'interno della Regione e più le caratteristiche del clima tipicamente mediterraneo della costa (escursioni termiche contenute, aridità estiva prolungata) evolvono verso forme a carattere più "continentale" con marcate differenze stagionali, intense precipitazioni, forti minimi invernali e temperature estive non elevate.

Sintetizzando si possono individuare tre tipi climatici:

- uno "costiero" e della pianura, con temperature medie annue attorno ai 16°, precipitazioni tra 750 e 830 mm/anno, marcata aridità estiva;
- uno delle colline più interne e dei rilievi preappenninici, con media annua attorno ai 14° e precipitazioni medie annue che giungono a 1100 mm/anno;

- uno dei rilievi montani con media annua di 12° e valori di precipitazione superiori ai 1300 mm/anno. Le quote più alte, soprattutto nei rilievi più interni, sono interessate da condizioni climatiche notevolmente influenzate dal brusco variare delle temperature e della piovosità con l'aumento dell'altitudine ed escono fuori da questa classificazione.

Per quanto riguarda gli effetti del clima sulla vegetazione, raggruppabili sotto la definizione di "bioclima", va rilevato che nel nord della regione, grazie anche alla lieve ma non trascurabile differenza di latitudine, sono numerose le specie di areale centroeuropeo (si pensi alle cerrete del Viterbese) mentre, per lo stesso motivo, nel sud sono presenti elementi nord africani (ad esempio: palma nana del Circeo). Ad ovest, lungo la costa tirrenica l'influsso delle condizioni climatiche di tipo "oceanico" determina all'interno della fascia di vegetazione mediterranea l'abbondanza di specie "atlantiche" come il corbezzolo e la sughera. Verso est si fa progressivamente più marcata l'influenza di condizioni "continentali" che favoriscono la persistenza di una flora di tipo "balcanico", descritta più avanti nel testo, nelle fasce collinari e di elementi nordici o "artici" nelle vette più elevate.

3.6 Dal paesaggio naturale al paesaggio culturale

Più si allungano i tempi della presenza umana su un certo territorio, più profonde si fanno le alterazioni degli equilibri naturali ed in particolare del manto vegetale. Questa è la regola, sintetizzata dalla celebre frase di René De Chateaubriand "la foresta precede l'uomo il deserto lo segue", purtroppo raramente smentita dai fatti. Immense foreste dovevano ricoprire la superficie della Regione nell'antichità, favorite dalla presenza di suoli vulcanici fertili e profondi e da valori di precipitazione più elevati di quelli attuali. Le faggete scendevano molto al di sotto degli attuali limiti altitudinali, spesso accompagnate da raggruppamenti di abete bianco. Querceti con alberi enormi ricoprivano le pianure e sulla costa prosperavano certamente immense leccete e foreste igrofile planiziarie.

Questo assetto naturale, dati i tempi precoci di sviluppo della civiltà, è andato ben presto incontro, però, a radicali ed ormai pressoché irreversibili trasformazioni, tanto che si può affermare che l'attuale superficie della copertura vegetale non rappresenta che pochi punti percentuali rispetto a quella presente agli albori della storia. Etruschi e romani, così come i popoli italici dei monti avevano già impresso le impronte della loro cultura sul paesaggio naturale, chi con il taglio dei boschi per la metallurgia, chi con le bonifiche delle pianure e degli altipiani acquitrinosi, chi con il pascolo intensivo, quando in periodo imperiale, con l'assegnazione delle terre pubbliche (costituite in gran parte da boschi e pascoli) ai veterani, la rettifica e l'arginatura dei corsi d'acqua, la bonifica integrale, la creazione di una rete capillare di infrastrutture, lo sfruttamento eccessivo dei boschi per produrre legnami da carpenteria, si giunse ad un forte grado di alterazione degli equilibri naturali. Le immense foreste che coprivano le pianure fluviali e costiere si contrassero fortemente, le stesse pendici montane iniziarono a soffrire i danni del pascolo eccessivo. Le vicende storiche che seguirono portarono a fasi alterne, durante le quali vi furono periodi di riconquista, da parte delle foreste, dei coltivi non più lavorati a causa dello sviluppo del latifondo a sfruttamento estensivo, soprattutto pascolativo, o a causa delle invasioni barbariche. Pascoli e boschi, nell'insieme denominati "saltus" presero il sopravvento sui coltivi. La frammentazione della vita civica del medioevo in tante piccole comunità portò all'assenza di interventi per la gestione del territorio, interventi che solo un forte potere centrale poteva programmare e condurre. Questo fatto, unito ai bassi valori di densità umana favorì certamente un generale "inselvaticimento" del paesaggio, con fiumi che tornarono a superare i loro argini, pianure che divennero di nuovo acquitrinose, foreste che incalzavano i centri abitati. Da non sottovalutare, inoltre, il ruolo di alcuni fattori come l'imperversare della malaria che favorì enormemente lo spopolamento delle pianure costiere e delle valli fluviali. Con il riorganizzarsi della vita civile dopo i difficili periodi dell'alto medioevo, l'opera trasformatrice dell'uomo tornò a modificare con forza la natura, soprattutto nelle aree collinari e montane che offrivano un più sicuro rifugio contro la malaria e le frequenti scorrerie. Riprese vigore la pratica del terrazzamento delle pendici migliori dei monti, non sconosciuta agli antichi popoli italici e il pascolo tornò a rubare spazio alle foreste.

Il medioevo fu il periodo dei "diritti civici", di quelle antiche consuetudini provenienti dal diritto romano che tutelavano in qualche modo le esigenze primarie di vita degli abitanti dei borghi e delle campagne contro lo strapotere dei nobili. Alcuni di questi diritti hanno

inciso fortemente sull'attuale stato di conservazione dei boschi, sia di quelli destinati alla raccolta della legna (*ius lignandi*), che di altri riservati al pascolo dei suini (*glandaticum*) o alla raccolta della frasca come foraggio estivo (*frondaticum*). Lo sviluppo del feudalesimo portò alla scomparsa di antiche forme di colonizzazione e sfruttamento razionale del territorio (ad esempio delle *domusculte*, comunità autosufficienti tutelate dalla Chiesa). La crescente autorità dello Stato Pontificio, dopo secoli di contrasto durante i quali il Lazio era stato terreno di scontro tra i tentativi di centralizzazione del potere e lo strapotere dei feudatari, tentò con tutti i mezzi, a partire dal XVI secolo di incentivare la messa a coltura delle terre, indispensabile per il mantenimento e lo sviluppo di Roma. L'economia pastorale continuò comunque a prevalere per secoli su quella agricola sino ai primi decenni del nostro secolo, dando una caratteristica impronta sia alle sempre più brulle montagne che alla Campagna Romana, definita alla fine del secolo scorso il "Deserto Apostolico".

3.7 Il paesaggio vegetale

Interpretare il paesaggio vegetale in una regione antropizzata come il Lazio significa ricostruire tutta quella catena di relazioni tra gli elementi naturali, quali litologia e clima e quelli artificiali, come le complesse evoluzioni storiche dell'uso del suolo legate a fattori politici, sociali ed economici di cui si è cercato di dare un breve quadro nel capitolo precedente.

L'approccio al problema può essere affrontato sotto i due punti di vista dell'analisi qualitativa e di quella quantitativa.

Dal primo punto di vista non può sfuggire, ad un esame dell'elenco di specie che compongono la Flora Laziale, l'estrema ricchezza di questa flora, se paragonata a quella dell'intero Paese. Il numero di specie di piante vascolari presenti in Italia assomma a circa 5.600, un valore davvero elevato se rapportato a quello di nazioni vicine e più grandi della nostra come la Francia e la Spagna dove esso si aggira attorno alle 4-5.000 specie. Se poi si pensa che l'intero continente europeo raggiunge le 11.000 specie il conto è presto fatto: su una superficie che rappresenta 1/30 di quella continentale si sviluppa il 50% dell'insieme delle specie di vegetali superiori presenti in Europa.

Nel suo "piccolo" il Lazio riprende ed amplifica questa situazione, dato che la posizione centrale e la particolare orografia della Regione favoriscono nel suo territorio la convergenza

di elementi appartenenti alla flora nord-europea, a quella balcanica, a quella africana e a quella mediterraneo-occidentale portando ad una grande ricchezza dell'elenco floristico regionale che comprende ben 3.000 specie, più del 50% dell'intera Flora nazionale. Numerosi gli endemismi, soprattutto in situazioni di "isolamento genetico" come nell'Arcipelago Pontino e in alcune vette appenniniche.

Portando il discorso sul piano quantitativo appare naturale affrontare il problema della divisione del territorio in base alle diverse forme di uso e di tipologia della copertura vegetale.

I dati sintetizzati dai censimenti (vedi paragrafo I) ci danno l'immagine di un Lazio in cui la ripartizione complessiva tra i terreni "produttivi" (agricoli e pascoli) ed i boschi è equilibrata, tanto che il coefficiente di boscosità della regione (27% della superficie totale) risulta di poco inferiore alla media nazionale (28%). Una ripartizione in base alla conduzione dei boschi vede il predominare dei cedui semplici, con 238.145 ettari, seguiti dalle fustaie di latifoglie (72.978 ha), dai cedui composti (27.829 ha), dalle fustaie di resinose (18.853 ha), dalla macchia mediterranea (18.445 ha) e dalle fustaie di conifere e latifoglie consociate (5.625 ha). La massa dei boschi laziali è costituita da querceti e da boschi misti di latifoglie, seguiti dalle faggete pure o consociate ad altre caducifoglie, dai castagneti di impianto artificiale, mentre assai scarse sono le superfici coperte da conifere.

La distribuzione delle superfici boscate vede al primo posto, per estensione dei boschi, la provincia di Rieti, con oltre 98.000 ettari, seguita da quelle di Roma (circa 90.000 ha) di Frosinone (80.000 ha), Viterbo (63.000 ha circa).

La distribuzione secondo le fasce altimetriche mostra l'assoluto prevalere dei boschi in montagna e, subordinatamente in collina, mentre quasi scomparsi sono i boschi di pianura e quelli ripariali, a causa della messa a coltura e dell'urbanizzazione delle zone di fondovalle e di bassa collina. In montagna, al contrario, lo spopolamento dei borghi e di molti paesi ha portato ad un notevole recupero delle superfici agricole abbandonate da parte degli alberi.

La divisione "classica" delle fasce di vegetazione secondo le fasce altitudinali porta, dalla costa alla montagna al susseguirsi dei seguenti piani:

PIANO BASALE (da 0 a 6-700 m) della vegetazione del litorale, della macchia, della pianura costiera e della collina; è diviso in:

a) orizzonte mediterraneo delle sclerofille sempreverdi, caratterizzato dalle essenze sempreverdi della macchia mediterranea da 0 a 600 m s.l.m. e diviso a sua volta nel:

- suborizzonte litoraneo corrispondente alla fascia dell'olivo e carrubo;

- suborizzonte eumediterraneo dominato da querceti sempreverdi (leccete);
- b) orizzonte delle latifoglie eliofile suddiviso in:
 - suborizzonte submediterraneo dei querceti caducifogli xerofili con roverella;
 - suborizzonte submontano delle cerrete.

PIANO MONTANO da 600 a 2000 m diviso in:

- orizzonte montano inferiore delle latifoglie sciafile dominato dal faggio (limite massimo della faggeta 1750 m)
- orizzonte montano superiore o delle aghifoglie mancante, nel Lazio, assieme al successivo

PIANO CULMINALE della vegetazione alpina.

In realtà questa suddivisione, nel suo necessario schematismo, non tiene conto delle tante differenze nelle situazioni ambientali che determinano l'estrema variabilità del paesaggio vegetale.

La macchia mediterranea, ad esempio, si mostra con aspetti alquanto diversi da un settore all'altro del piano altitudinale da essa occupato. Il litorale sabbioso conserva ancora tratti rappresentativi della successione che dalla zona della spiaggia con radi cespi di erbacee come la gramigna delle spiagge (*Agropyron junceum*), il giglio marino (*Pancratium maritimum*) e il ravastrello marittimo (*Cakile maritima*) giunge alla macchia attraverso una macchia dapprima rada e discontinua, colonizzatrice della duna. Questa forma di vegetazione si presenta con arbusti contorti e spesso prostrati dai venti marini come ginepro coccolone (*Juniperus oxycedrus*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), cisto femmina (*Cistus salvifolius*), cedro licio (*Juniperus phoenicea*) e stracciabraghe (*Smilax aspera*). Più all'interno, dove la formazione si fa più alta (fino a 5-6 metri) prosperano il corbezzolo (*Arbutus unedo*), l'alaterno (*Rhamnus alaternus*), l'erica (*Erica arborea*), la fillirea (*Phyllirea angustifolia*) ed il leccio (*Quercus ilex*). Sui litorali rocciosi, come nella zona dei Monte Circeo, si sviluppano aspetti di macchia, o meglio di "gariga" che rappresenta l'ulteriore forma di degrado della macchia, caratterizzata dalla presenza della palma nana (*Chamaerops humilis*) consociata a rosmarino (*Rosmarinus officinalis*), strame (*Ampelodesmos mauritanicus*), erica (*Erica multiflora*), paléo della garighe (*Brachypodium ramosus*) ed euforbie tra cui la bellissima *Euphorbia dendroides*. La palma nana definisce l'aspetto di vegetazione più "caldo" dell'orizzonte mediterraneo, il ceratonieto, quello caratterizzato cioè anche dalla presenza del

carrubo (*Ceratonia siliqua*). Questo bellissimo albero sempreverde è osservabile nella zona di Sperlonga e Terracina.

La macchia così come la lecceta di cui essa rappresenta quasi sempre forme di degrado, si spinge verso l'interno a colonizzare le pareti assolate dei rilievi calcarei sino a quote superiori agli 800 m.

Aspetti di lecceta così come essa doveva presentarsi nelle foreste primeve non ne esistono praticamente più nel Lazio. Per averne un'idea occorre valutare le dimensioni degli antichi esemplari di leccio presenti all'interno delle ville rinascimentali. Il sottobosco della lecceta è caratterizzato dall'abbondanza di lianose come caprifoglio (*Lonicera etrusca* e *L. implexa*) e vitalba (*Clematis flammula*), oltre a edera (*Hedera helix*), tino (*Viburnum tinus*), robbia (*Rubia peregrina*) e, esclusivamente nelle zone calcaree, terebinto (*Pistacia terebinthus*). In alcune stazioni favorite da una maggiore umidità del suolo o dell'atmosfera il leccio è accompagnato o sostituito dalla sughera (*Quercus suber*). Tra la vegetazione mediterranea e la successiva vegetazione submontana del querceto deciduo si interpone, in alcuni settori del Lazio (Monti Sabini e Tiburtini) una formazione vegetale a carattere "orientale" cioè ricca di elementi che oggi trovano la loro massima diffusione nei Balcani. Si tratta di vegetazione "calda", testimonianza di antiche vicende geologiche, che ha trovato condizioni adatte alla sopravvivenza in un limitato settore della nostra penisola e che è caratterizzata da specie quali la marruca (*Paliurus spina-christi*), il carpino orientale (*Carpinus orientalis*), l'albero di Giuda (*Cercis siliquastrum*) e lo storace (*Styrax officinalis*).

I bassopiani costieri dove la presenza di ristagni ed acquitrini, che formavano le tipiche "piscine", suppliva all'aridità del clima estivo, erano occupati sino ai primi decenni del nostro secolo da grandi foreste che avevano caratteri più "montani" delle vicine formazioni mediterranee sempreverdi. Nel corso degli ultimi settantaottanta anni esse sono andate in gran parte distrutte per far posto al paesaggio agricolo delle bonifiche. Tali foreste dette "planiziarie" perché, appunto, crescevano su suoli pianeggianti, erano formate da querce caducifoglie come il cerro (*Quercus cerris*), la farnia (*Quercus robur*), il farnetto (*Quercus frainetto*), assieme al frassino meridionale (*Fraxinus oxycarpa*), all'orniello (*Fraxinus ornus*), all'olmo (*Ulmus minor*), al pioppo (*Populus alba*, *P. nigra*, *P. tremula*), all'ontano (*Alnus glutinosa*), al salice (*Salix alba*, *S. cinerea*). Lo strato arboreo inferiore ed il sottobosco vedevano la presenza di alcuni sorbi (*Sorbus domestica*, *S. torminalis*), della frangola (*Fragola alnus*) e dei carpini bianco (*Carpinus betulus*) e nero (*Ostrya carpinifolia*). Oggi di tali boschi

non rimangono che lembi isolati nel Parco Nazionale del Circeo, nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano e nel bosco di Foglino-Acciarella a Nettuno.

Salendo in quota appare una specie (non estranea del resto ai boschi planiziari) assai importante come pianta forestale e colonizzatrice, la roverella (*Quercus pubescens*). Frugalità, adattabilità a suoli poveri, resistenza alla siccità estiva sono alcune caratteristiche di questa che è forse la più diffusa tra le querce decidue. La roverella, pur potendo raggiungere dimensioni colossali, si trova a formare boscaglie per lo più degradate dal pascolo o dai tagli troppo ravvicinati, dove si accompagna al cerro (*Quercus cerris*), all'acero campestre (*Acer campestre*), all'acero minore (*Acer monspessulanum*), al carpino nero (*Ostrya carpinifolia*) e al prugnolo (*Prunus spinosa*). Il cerro è più esigente, in fatto di umidità, della roverella: mentre quest'ultima si adatta a colonizzare persino le pendici più aride delle montagne calcaree, il primo preferisce i suoli argillosi o vulcanici o comunque profondi, i versanti meno assolati o le quote più alte, fino ad incontrare, verso i 7-800 metri, la faggeta.

Alcuni casi particolari vedono una caratteristica "inversione" nella normale successione, che si ha di solito salendo in quota, verso forme di vegetazione progressivamente meno termofile. È il caso della vegetazione delle "forre", le strette e profonde valli scavate dai corsi d'acqua nei tufi dei vulcani quaternari. La particolare forma di questo tipo di valle determina scarsa illuminazione e forte umidità nel fondovalle e favorisce aspetti di vegetazione "montana" verso il basso, con carpini, nocciolo (*Corylus avellana*), corniolo (*Cornus sanguinea*), oltre alle specie del bosco ripariale (salici, pioppi ed ontani), mentre verso l'alto della parete tufacea, più arida ed assolata, prospera la lecceta o la macchia.

In alcuni settori della regione l'originaria cerreta o il bosco misto sono stati sostituiti da vasti impianti artificiali di castagno, come sui Monti Cimini, sugli Affilani, nel Cicolano, nella zona tra S. Vito Romano e Bellegra e sui Castelli Romani. Il passaggio tra la cerreta e la faggeta può essere graduale, con la presenza di una fascia di compenetrazione tra i due aspetti di vegetazione dove il faggio (*Fagus sylvatica*) ed il cerro si trovano associati ad aceri (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*), carpino bianco (*Carpinus betulus*), tiglio (*Tilia platyphyllos*), sorbo degli uccellatori (*Sorbus aucuparia*), agrifoglio (*Ilex aquifolium*), o netto verso formazioni pressoché pure. Il sottobosco della faggeta, alquanto povero, è caratterizzato da specie a fioritura precoce. Tra le erbacee più comuni della faggeta la stellina odorata (*Asperula odorata*), la laureola (*Daphne laureola*), la violetta dei boschi (*Viola reichenbachiana*) l'erba della Trinità (*Hepatica nobilis*) e l'orchidea "Nido d'uccello" (*Neottia*

nidusavis). Il faggio è una specie forestale di enorme importanza che copre quasi settantamila ettari di montagna del Lazio, di solito tra gli 800 e i 1800 metri, scendendo però a quote molto più basse in presenza di particolari condizioni microclimatiche e dando luogo alle famose "faggete depresse" (faggete di Bassano-Oriolo, Soriano, Allumiere, Monte Fogliano, dei Lepini, esemplari nella Valle del F. Fiora, a Canale Monterano, ecc.).

Al di sopra del limite della vegetazione arborea (che nel Lazio è attorno ai 1750 m), mancando l'orizzonte delle conifere sicuramente distrutto dall'uomo, si possono rinvenire formazioni erbacee caratterizzate spesso dal forte pascolo e dalla presenza di arbusti striscianti di mirtillo (*Vaccinium myrtillus*) e ginepro nano (*Juniperus nana*). Pur essendo limitate in estensione le aree culminanti dei rilievi al di sopra dei 2.000 m ospitano una ricchissima flora erbacea comprendente, ad esempio sulla vetta del M. Terminillo, almeno 130 specie, molte delle quali di origine "Balcanica".

Questa, per somme linee, è la descrizione dell'attuale configurazione del paesaggio vegetale in base anche alle diverse forme di utilizzazione del suolo, tenendo presente che oltre la metà della superficie della regione è interessata da coltivi e pascoli e una parte rilevante urbanizzata. Anche in queste zone esistono però elementi di grande interesse naturalistico, che convivono con le esigenze di produttività. Basti pensare al paesaggio dei pascoli come quello della Campagna Romana o dei pascoli cespugliati, di cui esistono splendidi esempi sui monti della Tolfa, che hanno dato luogo avere e proprie "praterie antropiche" ricche di specie erbacee di grande interesse, alla vegetazione che trova rifugio tra le siepi che delimitano i coltivi e a quella che penetra in città colonizzando antiche mura e zone marginali.

Tra alcuni degli aspetti di particolare interesse naturalistico del patrimonio forestale del Lazio si possono citare, per il piano basale le sugherete dei Monti Ceriti, quelle della zona di Priverno e Monte S. Biagio, i lembi superstiti di macchia mediterranea e lecceta del litorale romano (Tumuleti di Bocca di Leone, Macchiagrande di Galeria, zona di Castelfusano, Castel Porziano, Capocotta) di Tor Caldara e della duna litoranea del Circeo e di Monte Circeo. Le pinete costiere sono ben rappresentate nell'interno dello stesso comprensorio di Castelfusano-Castelporziano ma interessano anche altre aree litoranee (pineta a pino d'Aleppo a sud di Sperlonga). Lembi di bosco planiziaro mesofilo con cerro prevalente sopravvivono oltre che all'interno del Parco Nazionale del Circeo, nella Tenuta di Castelporziano e nella zona di Nettuno (boschi di Foglino-Acciarella). Imponenti leccete più interne coprono alcuni versanti montani come quelli del Massiccio dei Monti Lucretili sopra Palombara o dei Simbruini

presso Subiaco, spingendosi verso l'interno della Regione (zona di Greccio). Di particolare interesse alcuni antichi "boschi sacri" (zona di Trisulti, Subiaco, Fontecolombo e Greccio) o i parchi di ville rinascimentali e seicentesche (Villa Chigi, Villa Lante) che ospitano consorzi forestali di alto fusto. Vaste cerrete tra cui quella spettacolare di Manziana interessano i rilievi vulcanici o calcareo-marnosi del Lazio settentrionale; nella stessa area si sviluppano le già ricordate faggete depresse di Bassano, Oriolo, Allumiere, Monte Cimino, cenosi particolari come il popolamento di betulle della Caldara di Manziana, o boschi misti rigogliosi come la Selva del Lamone e lo stupendo Bosco del Sasseto. Sul piano montano prosperano un po' ovunque estesissime faggete: menzione particolare meritano alcuni aspetti di foresta montana dominata dal faggio nella zona del versante laziale del Parco Nazionale d'Abruzzo (zona di Monte Petroso, Tre Confini) dove si hanno consorzi forestali non molto dissimili da quelli originari, non ancora alterati cioè in modo sostanziale dall'opera dell'uomo.

3.8 II popolamento animale

Prima di prendere in considerazione l'attuale situazione del patrimonio faunistico regionale è forse opportuno richiamare l'attenzione del lettore sul fatto che la fauna, cioè l'insieme di specie animali presenti su un dato territorio è il frutto, come la flora, del complesso di vicende naturali svoltesi durante i tempi infinitamente lunghi dell'evoluzione geologica di quel territorio. Queste vicende hanno portato, ad esempio, alla formazione di nuovi ambienti naturali e alla scomparsa dei precedenti, all'arrivo di nuove specie da aree geografiche vicine, all'estinzione o all'emigrazione di quelle originariamente presenti o alla formazione di nuove specie in particolari condizioni di "isolamento genetico" di una data popolazione animale (o vegetale). Per avere un'idea di queste complesse vicende che non possono essere facilmente riassunte in poche righe si provino ad immaginare le conseguenze sul popolamento animale delle impressionanti variazioni del livello marino (legate ai movimenti della crosta terrestre) nel corso dell'era Terziaria quando il nostro Paese divenne ad esempio, parte di un'immenso blocco continentale che univa Europa del nord, Balcani e Nordafrica e il Mediterraneo era ridotto a poco più di un lago salato (Miocene medio e superio) o quando, al contrario, nel corso del Pliocene il mare si trovò ad avanzare tanto da trasformare l'Italia centrale in un arcipelago di isole calcaree e vulcaniche.

Un altro importante fenomeno naturale che ha influenzato in maniera drastica il popolamento animale (così come la vegetazione) del nostro Paese in generale e delle regioni appenniniche è stato rappresentato dalle glaciazioni quaternarie. In particolare durante l'ultima e più imponente avanzata dei ghiacciai, quella Wurmiana, l'estendersi delle calotte glaciali sull'Europa del nord e sulle Alpi ed il clima che era notevolmente più freddo di quello attuale spinsero verso sud numerose specie di areale settentrionale, allontanando la fauna "più calda" che popolava le nostre regioni. Coltri di nevi permanenti e ghiacciai coprivano le vette appenniniche e il livello del mare si era abbassato di oltre 100 metri.

Con la fine dell'ultima glaciazione, collocata convenzionalmente attorno all'8000 a.C. la fauna italiana aveva assunto i caratteri di quella attuale, con la "convivenza" su uno spazio limitato di animali "nordici" come il camoscio d'Abruzzo o africani come l'istrice, ma sulla scena si stava facendo sempre più forte la presenza di un "elemento" che si sarebbe rivelato il più potente agente di trasformazione dell'ambiente e della fauna stessa: l'uomo.

Nonostante l'intesa opera perturbatrice dell'uomo, che ha prodotto profonde alterazioni ambientali, la fauna della Regione è certamente tra le più ricche ed interessanti del nostro Paese. La posizione centrale nel bacino del Mediterraneo del Lazio, che favorisce la coesistenza di forme di vegetazione di areali diversi (balcanico-orientale, africano, nord europeo, mediterraneo, ecc.), avvantaggia anche la varietà del popolamento animale. Naturalmente a questo fattore si devono aggiungere quelli rappresentati da una grande varietà di ambienti geologici, di morfologie e dell'andamento orografico che portano la fauna della regione a comprendere il 66% della specie di mammiferi presenti in tutta Italia e il 45% delle specie erpetologiche. Le vaste zone classificabili come "umide" della Regione ospitano molte specie di uccelli migratori: ricordiamo le popolazioni di folaghe e di anatre svernanti nei grandi laghi vulcanici, le circa 50 coppie di svasso maggiore del lago di Vico, le tante presenze significative, sia quantitativamente che qualitativamente dei laghi costieri del Circeo.

Sempre tra gli uccelli il Lazio centro-settentrionale (comprensorio Tolfetano) ospita una delle ultime popolazioni di nibbio reale (*Milvus milvus*) rapace sempre più raro in tutta la Penisola; i rilievi meridionali (Monti Ausoni in particolare) sono il rifugio degli ultimi individui di corvo imperiale (*Corvus corax*), corvide che ha subito un impressionante calo numerico negli ultimi decenni. Gli strigiformi annoverano la presenza del grande gufo reale (*Bubo bubo*), segnalato in zone appenniniche e nel Viterbese. Tra i mammiferi l'orso

marsicano (*Ursus arctos marsicanus*) dai versanti laziali del parco nazionale d'Abruzzo tende a spostarsi verso i contrafforti dei Simbruini-Ernici, mentre la lontra (*Lutra lutra*) nell'alto Viterbese ha alcuni dei suoi ultimi rifugi di tutta l'Italia centrale. Non rara la presenza del lupo (*Canis lupus*) nel Reatino, in alcuni rilievi della Provincia di Roma e, con minore frequenza nel Viterbese. Tra le altre specie di mammiferi di rilievo, l'istrice (*Hystrix cristata*) abitatore delle macchie e dei boschi fino a 6-800 m, la martora (*Martes martes*), il gatto selvatico (*Felis felis*), il capriolo (*Capreolus capreolus*) con la sua "forma" italica di Castelporziano, il camoscio d'Abruzzo (*Rupicapra rupicapra ornata*) e il muflone (*Ovis musimon*) dell'isola di Zannone.

Numerose le specie di chiroteri tra cui quelle del genere *Myotis* cui appartiene il "pipistrello orecchie di topo" (*Myotis myotis*): alcune specie di questo genere appaiono minacciate a causa del progressivo degrado ambientale o dal disturbo degli ambienti (grotte, caverne, vecchi alberi, abitazioni antiche, ecc.) dove i chiroteri si riproducono. Tra gli altri pipistrelli più o meno rari l'orecchione (*Plecotus* sp.), il molosso del Cestoni (*Tadarida teniotis*), il barbastello (*Barbastella barbastellus*), le nottole (*Nyctalus* sp.), il ferro di cavallo maggiore (*Rhinolopus ferum-equinum*.) e il minore (*R. hipposideros*) e i piccoli pipistrelli del genere *Pipistrellus*.

Tra i rettili sono presenti la ormai localizzata testuggine palustre (*Emys orbicularis*), la vipera dell'Orsini (*Vipera ursinii*) di alcuni rilievi del Reatino, il colubro liscio (*Coronella austriaca*), la testuggine di Hermann (*Testudo hermanni*) presente con popolazioni sparse nel Viterbese, nel Lazio Meridionale e in alcune zone litoranee; tra gli anfibi la salamandra (*Salamandra salamandra*), il tritone italico (*Triturus italicus*), il tritone alpino (*Triturus alpestris apuanus*), la salamandrina dagli occhiali (*Salamandra terdigitata*). L'ittiofauna delle acque interne, oltre alle popolazioni sfruttabili economicamente dei grandi laghi, annovera specie rare quali la lampreda di fiume (*Lampetra fluviatilis*), il piccolo nono (*Aphanius fasciatus*), l'alburno (*Alburnus albidus*), e alcuni endemismi quali il gobione (*Gobio nigricans*), la trota del lago di Posta Fibreno (*Salmo trutta* var. *Carpio fibrenis*) e il Cavedano (*Leuciscus lucumonis*).

Numerosissime le specie di invertebrati di grande interesse, in quanto tipiche di ambienti ormai scomparsi come quelli dell'Agro Romano o legate a particolari eventi geologici (relitti preglaciali e glaciali), molte delle quali purtroppo minacciate a causa delle trasformazioni ambientali o dell'inquinamento.

Il patrimonio faunistico del Lazio costituisce una risorsa di grande interesse scientifico e culturale; una risorsa delicata ed in precario equilibrio dato l'avanzare, spesso travolgente, delle trasformazioni ambientali da parte del uomo o a pochi elementi al massimo dell'ambiente naturale. Il passaggio dal concetto di tutela della bellezza paesaggistica dei luoghi naturali, riconosciuto sin dai primi provvedimenti di istituzione di "riserve", come quella di Fontainebleau del 1837, a quello di un'eccezione più ampia del termine "tutela" si ebbe con l'istituzione delle prime aree protette in quanto rappresentative di ambienti selvaggi da conservare come tali. Tale maturazione di pensiero si ebbe in un paese dove abbondava ancora la natura incontaminata, anche se fortemente minacciata: gli Stati Uniti. La Yosemite Valley fu una delle prime aree destinate, nel 1864 "alle escursioni e al piacere del pubblico". Il primo parco nazionale fu quello di Yellowstone, creato nel 1887 a tutela di un vastissimo comprensorio, delle sue foreste e della sua fauna selvatica.

3.9 La tutela delle risorse naturali

3.9.1 Breve storia

Non è facile determinare fino a quando l'uomo ha vissuto in equilibrio con la natura, perché non vi è stata un'evoluzione contemporanea, su tutta la Terra, del rapporto tra uomo e ambiente circostante. Un fatto è certo: lo sviluppo delle tecniche agricole e dell'allevamento portò ben presto a pesanti conseguenze ambientali quali la scomparsa di specie animali "concorrenti" di quelle di allevamento, il disboscamento eccessivo o addirittura la desertificazione di aree agricole sfruttate troppo intensivamente.

La contrazione delle aree boschive fu proporzionale, nel nostro continente, all'avanzata della civiltà. La mitologia greco-romana contiene numerosi riferimenti alla necessità di tutelare le già minacciate foreste. La civiltà romana, le cui origini sono strettamente collegate alla pastorizia, assorbe nel proprio diritto consuetudini religiose nate per garantire la conservazione dei boschi sacri. I boschi in generale entrarono a far parte del demanio pubblico che non poteva essere alienato a privati. In periodo imperiale quando le assegnazioni di terre ai veterani (mediante la *centuriatio*) avevano già portato a vasti disboscamenti di terre pubbliche o ad azioni di bonifica idraulica, la grande fauna cominciò a scarseggiare tanto che imperatori e patrizi, per garantirsi una riserva di selvaggina pregiata dovettero ricorrere

all'istituto della *sylva circumsepta*, il bosco circondato e protetto da siepi o fossati, in pratica la riserva di caccia. Questa pratica venne fatta propria anche dai feudatari nel medioevo o persino dalle libere comunità, come il Ducato Veneto che nel 726 istituì nel proprio territorio delle riserve per cervi e cinghiali.

Classici esempi di corretta gestione delle risorse naturali sono i provvedimenti spesso citati della Repubblica di Venezia a tutela dei boschi del Cadore, riserve di legname e garanzia contro l'interramento della laguna. Non molto tempo dopo, la storia del pensiero umano conobbe i nuovi concetti di difesa della natura: nel 1576 nei Paesi Bassi fu istituita la prima "zona naturale" a tutela del Bosco dell'Aia. Fu questo, o forse alcuni atti del Parlamento inglese i primi di una serie di provvedimenti che via via deliberarono la tutela di singole specie animali, di boschi o di ambienti di particolare bellezza o interesse.

Sino al secolo scorso negli Stati Uniti, in Francia ed in altri paesi europei, e ancora più tardi nel nostro Paese, i provvedimenti di tutela della natura rimasero limitati ad uno o a pochi elementi al massimo dell'ambiente naturale. Il passaggio dal concetto di tutela della bellezza paesaggistica dei luoghi naturali, riconosciuto sin dai primi provvedimenti di istituzione di "riserve", come quella di Fontainebleau del 1837, a quello di un'eccezione più ampia del termine "tutela" si ebbe con l'istituzione delle prime aree protette in quanto rappresentative di ambienti selvaggi da conservare come tali. Tale maturazione di pensiero si ebbe in un paese dove abbondava ancora la natura incontaminata, anche se fortemente minacciata: gli Stati Uniti. La Yosemite Valley fu una delle prime aree destinate, nel 1864 "alle escursioni e al piacere del pubblico". Il primo parco nazionale fu quello di Yellowstone, creato nel 1887 a tutela di un vastissimo comprensorio, delle sue foreste e della sua fauna selvatica.

Nacque così l'epoca dei parchi nazionali che iniziarono a moltiplicarsi in tutto il mondo: Stati Uniti, Canada, Australia ed anche in Europa, ad iniziare dalla Svezia e dalla Svizzera che rispettivamente nel 1909 e nel 1914 istituirono i primi parchi naturali sul loro territorio. Molte aree protette trassero origine da preesistenti "bandite" o riserve di caccia, spesso le uniche aree dove la fauna trovava una certa protezione di fronte all'incalzare dell'agricoltura e del pascolo che erodevano continuamente, soprattutto nel nostro sovrappopolato Paese, gli spazi naturali. Già Cesare Beccaria, nella metà del secolo precedente Presidente del consiglio del Governo austriaco del Lombardo-Veneto aveva indicato la convergenza di interessi tra la conservazione della fauna nelle riserve e quella delle risorse forestali in esse contenute.

Nel 1922 nacque il primo parco italiano, quello del Gran Paradiso, già riserva di caccia di Casa Savoia; l'anno seguente attorno ad un nucleo di circa 500 ettari affittati al comune di Opi dalla Federazione *Pro Montibus et Sylvis* fu istituito il Parco Nazionale degli Abruzzi sui terreni già appartenuti ad un'altra riserva reale di caccia. Al 1934 e al '35 risale l'istituzione, rispettivamente, del Parco Nazionale del Circeo e di quello dello Stelvio. Dopo una stasi di trentacinque anni fu creato nel 1968 il Parco Nazionale della Calabria. A seguito di successivi ampliamenti la superficie complessiva dei parchi nazionali italiani è giunta agli attuali 270.000 ettari, mentre a partire dal 1959, con la Riserva Naturale di Sassofratino, il Ministero dell'Agricoltura e Foreste ha iniziato la sua politica di istituzione di riserve naturali su aree del demanio statale. Con il trasferimento di competenze al Ministero dell'Ambiente si è giunti alla creazione di nuove riserve attualmente in numero di circa 270 su una superficie complessiva prossima ai 164.000 ettari.

Moltissime aree protette in tutto il mondo tutelano gli esempi più rappresentativi degli ecosistemi terrestri e marini. Sia i paesi industrializzati che quelli emergenti del Terzo Mondo hanno sviluppato, seppure con linee originali da paese a paese, propri sistemi di zone protette. Naturalmente ci sono paesi che proteggono "meglio" e di più ed altri che non giungono a garantire sufficienti livelli di tutela per le loro risorse ambientali. Tra i paesi noti nel mondo per la loro politica delle aree protette gli U.S.A., con i loro 31 milioni di ettari di parchi e riserve di vari tipo, il Canada, la Russia e l'Australia e, tra i paesi in via di sviluppo il Kenia con 3.800.000 ettari protetti, la vicina Tanzania, l'India.

In Europa non vi è nazione che non disponga di parchi e riserve naturali spesso ai vertici nella qualità dei servizi offerti e dei risultati di tutela. Tra le nazioni più avanzate in tal senso la Francia con la sua recente ma fruttuosissima politica dei parchi regionali, la Germania con la sua rete di parchi e riserve naturali che tutelano il 25% del territorio nazionale, la Gran Bretagna che dispone di numerosi e ben collaudati istituti di conservazione. La Spagna ha creato nove parchi nazionali tra cui il celeberrimo parco del Coto Donana e molte tra riserve naturali e parchi regionali; la Svezia, tra le prime nazioni ad istituire parchi nazionali, oggi protegge circa 800.000 ettari; in Finlandia abbondano le aree di foresta vergine a tutela integrale, la Cecoslovacchia conserva con cura 270.000 ettari di steppe e foreste: la Polonia vanta nel parco nazionale di Bialowieza la presenza dell'ultimo nucleo di bisonte europeo, mentre la Jugoslavia fa del suo sistema di aree protette uno dei punti trainanti della sua economia.

Con l'emanazione del Decreto del Presidente della Repubblica n. 616 del 1977 che delegava alle Regioni numerose competenze dello Stato tra cui: "...gli interventi per la protezione della natura, le riserve ed i parchi naturali" (art. 83), nasceva la concreta possibilità per le stesse regioni di delineare gli ambiti e le linee politiche di tutela ambientale mediante la predisposizione di piani e sistemi di aree protette regionali, ad integrazione della rete di aree protette rimaste di competenza dello Stato.

Ormai tutte le regioni hanno dato vita ad estesi sistemi di parchi e di riserve naturali, pur con differenze di forma e di sostanza nelle modalità di gestione.

Con l'entrata in vigore della Legge Quadro nazionale (394/91) sono stati individuati i riferimenti generali che sono attualmente alla base delle nuove istituzioni di aree naturali protette nazionali e regionali e della loro gestione.

Molte di queste aree sono oggi considerabili "funzionanti a regime", altre in fase di avvio; rilevante appare comunque il contributo alla soluzione del problema della disoccupazione locale dato dalle aree protette sia direttamente, attraverso l'assunzione di centinaia di unità di personale di vigilanza, tecnico, amministrativo e di manodopera specializzata, che indirettamente, data la necessità di soddisfare le esigenze di gestione dei servizi (guide naturalistiche, escursionistiche, sport all'aperto) o delle strutture quali musei, centri visita, foresterie, osservatori naturalistici, laboratori, ecc. Le aree protette regionali, assieme a quelle dello Stato, svolgono un'importante funzione educativa e didattica nei confronti delle scuole e dei numerosi visitatori annuali, mediante la produzione e la diffusione di stampati, bollettini d'informazione, sussidi audiovisivi, ecc. Numerosi gli interventi ed i progetti attivati per la gestione del patrimonio forestale o di quello faunistico, nel recupero di aree degradate o del patrimonio edilizio storico o nella lotta agli incendi.

Il contributo dato dalle aree protette regionali è divenuto oggi una realtà di primo piano nel quadro della tutela delle risorse naturali e del patrimonio culturale della collettività nazionale, una realtà in forte e continua evoluzione nonostante le notevoli difficoltà insite nella stessa ricerca di corrette ed efficaci soluzioni all'annoso problema del rapporto tra uomo e ambiente.

3.9.2 La Legge Regionale per i Parchi del Lazio

La Regione Lazio, nello stesso anno di entrata in vigore del Decreto Presidenziale n. 616, emanava una propria legge-quadro in materia di istituzione di aree protette, la n. 46 del 28 novembre 1977 denominata "Costituzione di un sistema di parchi regionali e delle riserve naturali". Tale legge rendeva possibile la realizzazione di un sistema di aree protette, definendo le linee all'interno delle quali si dovesse muovere il legislatore per la creazione di un singolo parco o riserva naturale.

Lo spirito di questa prima legge è stato quello di garantire non solo la conservazione delle aree di maggiore rilevanza naturalistica o la creazione di un sistema di aree rappresentative dei diversi ecosistemi presenti sul territorio della regione - obiettivi di per sè importantissimi- ma anche la ricerca di soluzioni al problema dello sviluppo socioeconomico delle aree più interne e marginali del territorio regionale.

L'istituzione di un parco o di una riserva naturale non ha quindi lo scopo di precludere ai residenti, come talvolta erroneamente si afferma, l'uso delle risorse naturali, ma di armonizzare tale uso con la necessità di garantire la conservazione di quelle stesse risorse altrimenti destinate al progressivo depauperamento. Si tratta in pratica di utilizzare gli "interessi" lasciando inalterato il "capitale". Questo capitale è rappresentato, nelle aree protette del Sistema Regionale dei Parchi e delle Riserve Naturali del Lazio, da decine di migliaia di ettari di foreste, laghi, montagne, da un patrimonio archeologico e culturale di interesse non solo nazionale, da un popolamento faunistico di grande importanza comprendente specie rare o in via di estinzione.

La legge regionale n. 46/77 è stata quindi un valido strumento in grado di imprimere un concreto impulso a forme di economia locale che, se prive di adeguate forme di incentivazione, tenderebbero a scomparire entro breve - si pensi ad alcune attività agricole o zootecniche particolari o a produzioni artigianali tradizionali - nonchè di promuovere nuove forme di valorizzazione delle possibilità offerte, ad esempio, dalla presenza di un patrimonio edilizio storico inutilizzato o sottoutilizzato. La rivitalizzazione dell'agricoltura, soprattutto quella pregiata che privilegia la qualità rispetto alla quantità, la promozione di prodotti dell'allevamento e dell'artigianato anche mediante la creazione di "marchi di qualità", la corretta utilizzazione del patrimonio boschivo che tenga nel giusto conto il valore dei boschi nella loro potenzialità turistico ricreativa o come presidi contro l'erosione e l'inaridimento dei

suoli, sono alcuni degli obiettivi principali ai quali i piani di sviluppo delle aree protette debbono portare particolare attenzione.

La necessità di provvedere all'adeguamento legislativo previsto dalla Legge Quadro nazionale sulle aree naturali protette (394/91) ha portato all'approvazione della Legge Regionale n. 29/97 "Norme in materia di aree naturali protette regionali" che è attualmente la normativa regionale in vigore.

La nuova legge approva uno stralcio dello "Schema di Piano Regionale dei Parchi e delle Riserve" e l'istituzione di una serie di nuove aree naturali protette; la sua attuazione prevede, fra l'altro, la modifica dello stato giuridico degli enti di gestione e la valenza urbanistica dei Piani di gestione.

Le aree di interesse naturalistico, ai fini delle nuove istituzioni e dell'aggiornamento dello "Schema di Piano regionale dei Parchi e delle Riserve" verranno ricercate in particolare tra i biotopi segnalati nel territorio regionale nell'ambito del Progetto Bioitaly del Ministero dell'Ambiente per l'individuazione dei siti di importanza comunitaria previsti dalla "Direttiva habitat" (92/43/CEE).

Il Sistema regionale delle aree naturali protette del Lazio è articolato, in relazione alle diverse caratteristiche delle aree stesse in due principali categorie :

- a) parco naturale
- b) riserva naturale.

a. I parchi naturali sono costituiti da aree terrestri, fluviali, lacuali, ed eventualmente da tratti di mare prospicienti la costa, di valore naturalistico ed ambientale che costituiscono un sistema omogeneo individuato dagli assetti naturali dei luoghi, dai valori paesaggistici ed artistici e dalle tradizioni culturali delle popolazioni locali.

b. Le riserve naturali sono costituite da aree terrestri, fluviali, lacuali che contengono una o più specie naturalisticamente rilevanti della flora e della fauna, ovvero presentino uno o più ecosistemi importanti per le diversità biologiche o per la conservazione delle risorse genetiche.

Ad essi si aggiungono i monumenti naturali. Per monumento naturale si intendono habitat o ambienti di limitata estensione, esemplari vetusti di piante, formazioni geologiche o paleontologiche che presentino caratteristiche di rilevante interesse naturalistico e/o scientifico.

I siti di importanza comunitaria sono tutelati con una normativa specifica in attuazione alla normativa comunitaria (D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357).

Oltre agli obiettivi citati è di grande importanza per la vita di un'area protetta la creazione di una rete equilibrata di strutture ricettive e funzionali alle attività didattiche ed educative che il parco viene a svolgere in permanenza. Tra queste strutture sono da includere centri visita dedicati ad aspetti generali o particolari dell'area protetta, musei naturalistici, storico-archeologici ed etnografici, aree faunistiche, orti botanici nonché una sviluppata rete di sentieri escursionistici e percorsi - natura. Tutte le attività sinora esposte e molte altre che possono essere indotte dal corretto funzionamento di un'area protetta sono traducibili in nuovi posti di lavoro, sia diretti, come guardiaparco, guide naturalistiche, personale tecnico, che indirette, considerando le figure professionali impiegabili nella riqualificazione del patrimonio edilizio storico, nell'artigianato, nell'agricoltura, nella zootecnia anche alternativa (ad esempio allevamento di ungulati) e nella selvicoltura su basi naturalistiche.

L'istituzione di aree protette non può costituire la risposta globale a tutti i problemi che assillano le diverse componenti della nostra società; la creazione di un Sistema regionale di parchi e di riserve naturali, equilibratamente distribuiti sul territorio regionale, può comunque offrire dei servizi indispensabili ad una collettività urbana sempre più bisognosa di un contatto "qualificato" con la natura nonché una valida alternativa al pendolarismo o peggio all'emigrazione per moltissimi cittadini residenti nei settori economicamente meno sviluppati della Regione.

3.9.3 Rete Natura2000

Nell'Unione Europea il raggiungimento di una riduzione significativa del tasso di perdita di biodiversità è affidato principalmente alla costituzione di un sistema di aree protette previsto da due direttive comunitarie: la Direttiva Uccelli e la Direttiva Habitat. La prima normativa, redatta nel 1979, prevede la salvaguardia di tutti gli uccelli selvatici, mentre la seconda, arrivata solo 13 anni più tardi, si occupa della protezione di habitat e specie diverse dagli uccelli. Insieme le due direttive costituiscono il cuore della politica europea per la salvaguardia della biodiversità e rappresentano l'impianto legislativo per la costruzione di Rete Natura 2000.

La Direttiva Uccelli, adottata nel 1979 e recepita in Italia con la Legge 157 del 1992, rappresenta il primo approccio pan-europeo alla conservazione dell'avifauna. Il suo scopo è la protezione di tutte le specie di uccelli selvatici presenti naturalmente in Europa. La direttiva prevede, inoltre, la necessità di mantenere le popolazioni di uccelli a livelli adeguati in base alle esigenze biologiche, culturali e economiche. Gli strumenti individuati sono la protezione degli habitat e la protezione delle specie. Nella direttiva sono elencate alcune specie di uccelli di importanza primaria per cui è necessaria una particolare conservazione degli habitat (allegato I). A questo scopo viene istituita una rete di siti, denominati Zone di Protezione Speciale (ZPS), la cui salvaguardia dovrebbe favorire la conservazione di tali specie. Lo stesso strumento viene utilizzato per difendere i siti di interesse per gli uccelli migratori. Le ZPS sono designate direttamente dai singoli stati e devono essere difese da impatti e disturbi di varia natura. La direttiva protegge tutte le specie di uccelli selvatici “vietandone la cattura, l'uccisione, la distruzione dei nidi, la detenzione di uova e di esemplari vivi o morti e il disturbo ingiustificato e eccessivo”. La caccia è possibile solo per alcune specie (elencate nell'allegato II), ma è comunque vietata in corrispondenza della migrazione primaverile e nel periodo riproduttivo, che comprende tutto il lasso di tempo che va dall'occupazione delle zone di nidificazione fino al totale affrancamento dei giovani. Per alcune specie (elencate nell'allegato III) è possibile il commercio in base alle singole legislazioni nazionali. Sono vietati i metodi di cattura non selettivi e di larga scala come trappole, reti, fucili a ripetizione e caccia da veicoli (allegato IV).

La Direttiva Habitat (92/43/EEC) nasce dalla necessità di una legislazione generale sulla conservazione della biodiversità, garantendo la protezione di habitat e specie diverse dagli uccelli. Segue in gran parte la risoluzione sulla protezione degli habitat della Convenzione di Berna. Adottata nel 1992, la direttiva è entrata in vigore nel 1994 ed è stata recepita in Italia attraverso il DPR 357/97 (successivamente modificato dal DPR 120/03). La direttiva protegge gli habitat e le specie di importanza comunitaria elencate negli allegati I e II. Tra questi vengono anche individuate alcune specie e habitat prioritari che godono di un regime di tutela speciale. A tale scopo sono istituite le Zone Speciali di Conservazione (ZSC). L'iter prevede una serie di passaggi che iniziano con la proposta da parte dei singoli stati di una lista di siti (pSIC) che poi verranno vagliati dalla stessa Commissione Europea. La Direttiva Habitat prevede anche la possibilità di richiedere finanziamenti comunitari per adempiere agli obblighi di conservazione. Alcune specie, elencate nell'allegato IV, sono

soggette ad un particolare regime di protezione. Ne sono vietate l'uccisione, la cattura e la detenzione. La caccia o la raccolta è prevista per le specie elencate nell'allegato V, in base a regole nazionali.

Le ZSC, indicate dalla Direttiva Habitat, e le ZPS, individuate dalla Direttiva Uccelli, formano assieme la Rete Natura 2000. Gli stati membri sono tenuti a garantire la conservazione di questi siti stabilendo opportune misure di salvaguardia.

Con la Rete Natura 2000 si sta completando un sistema di aree strettamente relazionate dal punto di vista ecologico-funzionale e non un semplice insieme di territori isolati. L'ecologia e la biologia della conservazione insegnano che per tutelare al meglio habitat e specie è necessario operare in un'ottica di rete di aree in grado di rappresentare, con popolazioni vitali e superfici adeguate, tutte le specie e gli habitat tipici dell'Europa. Nel nostro paese esiste, fin dal 1999, la Rete Ecologica Nazionale (REN): uno strumento di pianificazione territoriale con cui il Ministero dell'Ambiente sta cercando di mettere in collegamento tra loro riserve naturali e parchi nazionali, tenendo presenti le caratteristiche socioeconomiche di ciascuna zona. Tuttavia la REN da sola non è sufficiente ad assicurare la continuità degli spostamenti migratori e garantire la vitalità a lungo termine delle popolazioni e degli habitat naturali. Per la conservazione della biodiversità è necessario adottare un approccio globale. Uno degli strumenti è Rete Natura 2000. I siti della Rete Natura 2000 sono dei tipi particolari di aree protette. Come parchi e riserve naturali hanno l'obiettivo di conservare la biodiversità, tuttavia si differenziano per la base legislativa che le ha determinate. I siti di Rete Natura sono infatti istituiti sulla base delle due direttive comunitarie Habitat e Uccelli, mentre le aree protette, in Italia, sono regolamentate dalla legge quadro 394 del 1991. Solo con una corretta e reale integrazione delle due reti, la REN e Natura 2000, il nostro Paese riuscirà a dotarsi di uno strumento adeguato per tutelare la propria straordinaria biodiversità.

4 MATERIALI E METODI

L'acquisizione dei dati di campo ha richiesto due anni di ricerca *in toto*, ed è stato svolto seguendo due filoni di ricerca: il primo fondato sul campionamento notturno, il secondo sul campionamento genetico. Il terzo anno è stato invece dedicato all'acquisizione delle conoscenze sui software in grado di elaborare e validare i modelli.

4.1 Campionamento notturno

Dal giugno 2007 al giugno 2009 sono stati effettuati censimenti di lepri mediante campionamento notturno, con censimento col faro o tecnica dello *spotlight census* (Salzmann-Wandeler e Salzmann, 1974; Frylestam, 1986; Barnes & Tapper, 1985; Meriggi, 1989; Verdone et al., 1989; Poli et al., 1990; Rosa et al., 1991); che si basa sull'assunto che nelle ore notturne le lepri frequentano essenzialmente le zone aperte (per *L. europaeus* cfr Zaccaroni et al., 2009), sia per l'alimentazione, sia per una più efficace difesa dai predatori.

Dal punto di vista operativo, la prassi del conteggio notturno si è svolta percorrendo tragitti con un mezzo fuoristrada dotato di tettuccio apribile nella parte posteriore, da cui due operatori muniti di fari alogeni da 2.000.000 di candele, esploravano il terreno perpendicolarmente alla direzione di marcia dell'automezzo. Per consentire un'attenta osservazione da parte degli operatori, la velocità dell'auto è stata mantenuta su 8-10 Km/h, con soste all'avvistamento di un animale o per chiarire casi dubbi. Il riconoscimento della specie di lepre avvistata è stato effettuato mediante binocolo; ciascun avvistamento è stato georeferenziato mediante l'uso di un GPS palmare, distanza ed angolo dall'osservatore sono stati misurati mediante telemetro e bussola; inoltre sono stati raccolti dati riguardanti le condizioni ambientali (temperatura, umidità e pressione) ed è stata registrata l'attività dell'animale secondo alcune categorie (alimentazione, corsa, *standing*, interazione con altri individui e così via). Tutti i dati sono stati riportati su una scheda (Figura 19) appositamente creata e, successivamente, archiviati in un database espressamente organizzato su piattaforma ACCESS.

I censimenti notturni sono stati evitati e/od interrotti esclusivamente in serate con scarsa visibilità ovvero in presenza di nebbia, di vento e di pioggia forte.

L'uso dell'automezzo richiede che i conteggi notturni possano essere effettuati solo in presenza di una rete viaria percorribile e nel periodo di riposo vegetativo delle piante erbacee, la cui altezza può influenzare notevolmente la contattabilità (*detectability*) degli animali. Per soddisfare il principio di casualità mantenendo tali necessità nella scelta delle aree da indagare, è stata creata una carta di base in ambiente GIS, al fine di identificare le aree dove tracciare dei percorsi da fare. Partendo dal presupposto che si conosce poco della biologia della Lepre italica ci si è basati, per la sua ricerca, solo sulla differenziazione di aree cosiddette “rifugio”, dove il selvatico si nasconde e dove ha i suoi covi, dalle aree di alimentazione, maggiormente frequentate di notte e dove la sua contattabilità è maggiore. Precedenti studi sulla Lepre italica hanno messo in luce che il 60% degli avvistamenti (su 29 individui) era effettuato entro una distanza massima, rispettivamente di 150 m (Macchia et al., 2005b) e di 325 m (Ricci et al., 2007) dal margine dei boschi di latifoglie (presumibili aree di rifugio). Mediante la creazione di una cartografia tematica sono state identificate le possibili aree di alimentazione, prossime alle aree di rifugio, ove orientare la ricerca della stessa. Mediante applicativi GIS (ArcGIS 9.2) e l'uso della Carta dell'Uso del Suolo (CUS) della Regione Lazio, sono state riclassificate le categorie di uso del suolo in tre categorie (Categoria “RIFUGIO”, categoria “ALIMENTAZIONE” e categoria “MISTA”), dopo aver eliminato alcune categorie non idonee alle lepri (quali quelle relative alle acque interne e alle aree urbane). La riclassificazione viene riportata in Tabella 7.

E' stata considerata per i censimenti notturni principalmente una fascia di 300 m dalle aree che ricadevano nella categoria “RIFUGIO”, a cui è stato applicato un *buffer* di tale lunghezza. Le aree di *buffer* attorno alle aree di rifugio sono state poi intersecate con quelle di “ALIMENTAZIONE” per ottenere quelle aree presumibilmente frequentate nelle ore notturne ed in cui la contattabilità è maggiore, ovvero distanti non più di 300 m dalle aree “RIFUGIO”. In queste aree di “sovrapposizione” sono stati tracciati i percorsi campione, spesso in coordinamento con il personale tecnico delle AANNPP di competenza o con persone del luogo che hanno messo a disposizione le loro conoscenze.

SCHEDA LEPRE

SCHEDA N	AREA CAMPIONE		LOCALITA'			TRANS. NUMERO		KM PERCORSI A-R		DATA	NUM.GPS	WP	INIZIO	FINE
							ID							
ORA INIZIO			ORA FINE			TEMPERATURA				UMIDITA'			PRESS	
TEMPERATURA			UMIDITA'			TEMPERATURA				UMIDITA'			PRESS	

CONDIZIONI METEOROLOGICHE

CIELO	0; 0-1/4; 1/4-1/2; 1/2-3/4; 1	VENTO	Assente, debole, medio, forte	SUOLO	Asciutto; umido; bagnato
PIOGGIA	Assente, debole, medio, forte	LUNA	0; 0-1/4; 1/4-1/2; 1/2-3/4; 1	PASCOLO	Assente Bovino, equino, ovino, suino

OSSERVAZIONI DIRETTE DI LEPRE

ID	ORA	KM	SPECIE	NUM	WP	DIST	ANG	AMB	ATT	TEMP	UMID	PRESS	NOTE
			L.e L.c										
			L.e L.c										
			L.e L.c										
			L.e L.c										
			L.e L.c										
			L.e L.c										

OSSERVAZIONI ALTRE SPECIE

ID	ORA	SPECIE	NUM	WP	AMBIENTE	ID	ORA	SPECIE	NUM	WP	AMBIENTE

LEGENDA TIPO DI AMBIENTE

PRATERIA (P)	FRUTTETO (F)	MACCHIA MEDITERRANEA (MM)	BOSCO MESOFILO (BM)	VIGNETO (V)	SEMINATIVO (S)	ALTRO(A)
PASCOLO (PP)	OLIVETO (O)	RADURA IN BOSCO (RB)	BOSCO CONIFERE (BC)	INCOLTO (I)	CESPUGLIETO (C)	NON DETETMINATO

Figura 19 – Scheda di campo dei censimenti notturni

	cat. CLC	Descrizione
cat. RIFUGIO	311	boschi di latifoglie
	312	boschi di conifere
	313	boschi misti di latifoglie e conifere
cat. ALIMENTAZIONE	211	seminativi in aree non irrigue
	212	seminativi in aree irrigue
	221	vigneti
	222	frutteti e frutti minori
	223	oliveti
	231	prati stabili
	241	colture temporanee associate a colture permanenti
	242	sistemi colturali e particellari complessi
	321	aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota
	333	aree a vegetazione rada
cat. MISTA	243	aree prevalentemente occupate da colture agrarie con spazi naturali importanti
	322	cespuglieti ed arbusteti
	323	aree a vegetazione sclerofilla
	324	aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione
	331	spiagge e dune
	334	aree percorse da incendio
	1424	aree archeologiche

Tabella 7 – Categorie della CUS della Regione Lazio riclassificate per tipologia di uso da parte della Lepre italica.

L'attività è stata concentrata nelle aree protette, ma non sono state tralasciate le aree in cui insiste l'attività venatoria; in aggiunta sono stati effettuati dei transetti "opportunistici" in aree specifiche di segnalazioni della specie d'interesse, in terreni privati e inaccessibili da tempo, ove si poteva ipotizzare la presenza della Lepre italica (ad es. nei poligoni militari).

A seguito dell'acquisizione dei dati in campo, l'analisi dei dati dei censimenti notturni ha permesso il calcolo di indici di abbondanza relativa, in particolar modo dell'Indice

chilometrico di Abbondanza (IKA), corrispondente al numero di individui contati mediamente per chilometro di percorso campione. Tale analisi è stata effettuata anche differenziando e confrontando i risultati delle aree protette e di quelle aperte all'attività venatoria. Inoltre, è stata analizzata l'altitudine degli avvistamenti.

Sono state, infine, valutate le possibili relazioni tra le lepri ed altri Mammiferi rinvenuti con maggiore frequenza in sintopia e/o simpatia, in particolar modo con la Volpe, il Cinghiale e con animali domestici al pascolo.

Per l'analisi statistica sono stati utilizzati test non parametrici, ossia il Wilcoxon test per dati dipendenti, il Mann-Witney per campioni indipendenti e il χ^2 test nonché test parametrici ovvero il *t*-test eventualmente dopo normalizzazione dei dati mediante trasformazione logaritmica. Le correlazioni tra variabili sono state valutate con il test di Pearson.

4.2 Campionamento genetico

Il campionamento genetico applicato rientra fra le tecniche molecolari non-invasive, strumenti utili ed importanti per poter studiare, a fini conservazionistici e gestionali, una specie minacciata o le cui conoscenze sono ridotte. La tecnica, precedentemente messa a punto (Pierpaoli et al., 1999; 2007) si basa sull'identificazione specifica della Lepre mediante l'isolamento e l'individuazione di marcatori mitocondriali delle coproDNAsi. In una precedente ricerca (Pierpaoli et al., 2007) è stato rilevato che sull'analisi in cieco di 28 escrementi di nota provenienza, la concordanza tra identificazione genetica della specie e classificazione morfologica, effettuata anch'essa in cieco, è stata del 100%. Il protocollo applicato dal laboratorio di Biologia Molecolare NGB Genetics di Ferrara effettua l'estrazione del DNA da materiale fecale di Lepre, raccolto in campo. In particolar modo il marcatore utilizzato per l'individuazione dei polimorfismi diagnostici è il Citocromo b (Cyt *b*); per le tecniche di laboratorio si rimanda ai lavori specifici (Pierpaoli et al., 1999; 2007).

Le scarse informazioni sulla specie d'interesse hanno indotto a non escludere dalla ricerca alcuna tipologia vegetazionale; quindi l'attività di campo è stata programmata mediante una procedura di estrazione di punti del tutto casuali, con un *software* GIS. La base cartografica regionale su cui sono stati estratti due turni di 500 punti casuali distanti fra loro 700 m, è stata generata appositamente e comprende tutte le aree in cui l'attività venatoria è preclusa. Tale carta è stata ottenuta dall'integrazione della cartografia delle AANNPP della

Regione Lazio del 2007 e delle aree precluse alla caccia nel Piano Faunistico-Venatorio regionale del 2007-2012, includendo in tal modo le aree protette *sensu* L. 394/91, 157/92, L.R. 17/95. Le uniche categorie di uso del suolo escluse sono rappresentate dalle acque, dall'urbanizzato e dall'agricolo intensivo. E' stata, infine, esclusa una distanza di sicurezza dalle strade maggiori.

Il DNA si mantiene in maniera ottimale o quasi per almeno 72 ore dalla deposizione degli escrementi sul terreno (Pierpaoli et al. 2007): la necessità di raccogliere esclusivamente escrementi freschi ha posto l'esigenza di condurre le attività di raccolta solo dopo almeno 3 giorni di buon tempo, al fine di evitare confusioni fra campioni freschi e campioni reumiditi dalla pioggia.

Per quanto la metodica di laboratorio sia comprovata, la progettazione del campionamento è stata del tutto innovativa (cfr § 4.2.1). L'attività di campo ha previsto la ricerca degli escrementi su base regionale in punti individuati casualmente; da tali punti sono stati percorsi transetti di 300/600 m a seconda della positività della ricerca di escrementi: nel caso di transetto negativo ci si è fermati ad una distanza lineare di 300 m dal punto di inizio di esplorazione continua del terreno (il tragitto realmente effettuato non è mai stato lineare, nell'intento di battere più terreno possibile e la fascia esplorata è stata almeno di 10 m). Nel caso del ritrovamento di escrementi freschi (Figura 20) in tale esplorazione (transetto positivo), sono stati percorsi altri 300 m lineari, durante i quali la ricerca è stata concentrata in 7 siti di diametro di 10 m individuati ogni 50 m di percorso. Per ciascun sito positivo sono stati raccolti almeno due escrementi freschi per gruppo, al fine di assicurarsi una replica del campione in caso di necessità. Ciascun campione è stato identificato mediante un codice alfanumerico univoco. Gli escrementi raccolti sono stati disidratati velocemente mediante etanolo al 95%, conservati a -20° C, come richiesto da esigenze tecniche e in seguito sono stati spediti al laboratorio di analisi.

Per ciascun transetto, marcato mediante GPS, sono stati raccolti dati sulla tipologia ambientale presente, sulla disponibilità di erba fresca e sulla presenza di tracce di pascolo domestico e di Mammiferi; gli stessi dati sono stati anche raccolti per ogni sito di ricerca nei transetti positivi. I dati annotati in campo su un'apposita scheda (Figura 21) sono stati riportati in un *data base* informatico (ACCESS) espressamente creato.



Figura 20 – Escrementi freschi di lepre

4.2.1 Protocollo di campionamento

Di seguito viene illustrato con dovizia di particolari la procedura seguita durante la raccolta dei campioni genetici.

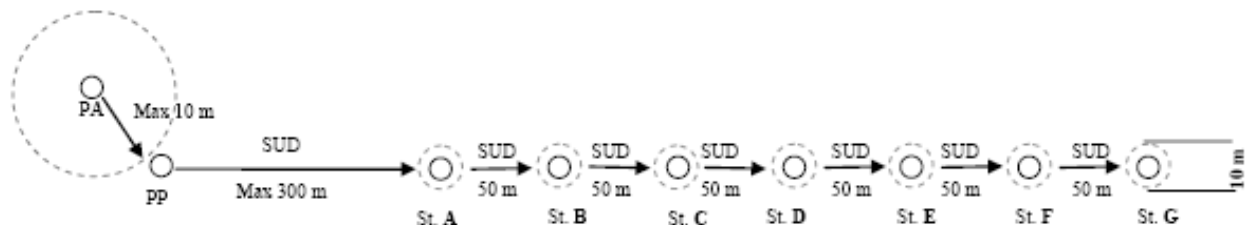
Raggiunto il punto di partenza (PA) si segna il primo *waypoint* con il GPS; da qui si prende la direzione SUD e si inizia a camminare cercando le feci entro una distanza massima di 300 m in linea d'aria dal punto indicato. In caso di impossibilità a proseguire verso SUD, ci si dirige nelle altre direzioni, rispettando l'ordine prescritto: EST, OVEST e in ultima analisi NORD. Va inoltre impostata sul GPS la funzione che registra la traccia percorsa.

Il **transetto** comincia solo nel momento in cui vengono ritrovati i primi escrementi freschi di lepre. Per ciascun transetto vanno raccolti gli escrementi in 7 stazioni, secondo il seguente protocollo: stazione A, primo punto possibilmente corrispondente o quanto più vicino possibile al punto di partenza (PP), entro massimo 300 m da esso; stazioni B, C, D e

progressivamente fino a G, a 50 metri l'una dall'altra. Gli escrementi vanno raccolti in un'area di 10 m di diametro attorno al punto. Qualora non si ritrovino escrementi freschi in una o più stazioni si procede avanti, rispettando sempre la distanza di 50 metri tra due stazioni. Tra una stazione e la successiva vanno comunque raccolti tutti gli escrementi freschi ritrovati.

La lunghezza massima totale del transetto è di 600 m (300 m di ricerca iniziale + 300 m di transetto): se entro tale percorso non sono stati trovati escrementi freschi, il transetto è nullo e si passa al successivo transetto assegnato.

Si raccolgono solo gli escrementi freschi: il grado di umidità associato alla presenza di uno strato gelatinoso sulla superficie che conferisce un carattere lucido al *pellet*, è indice di sicura freschezza del campione (Figura 20).



Per ciascuna stazione:

- si prende il punto con il GPS;
- si conta il numero totale di escrementi presenti;
- qualora sia possibile si raccolgono 2 pellet tanto vicini da poter supporre che appartengano allo stesso individuo (il secondo rappresenta la replica);
- si compila la scheda apposita;
- si sigla ciascuna provetta riempita con un codice univoco,

tale codice composto come di seguito riportato e già indicato nella scheda:

- le lettere della SIGLA corrispondente dell'AANNPP o altra località;
- il numero del TRANSETTO che si sta percorrendo che corrisponde al numero del punto assegnato (PA);
- la lettera corrispondente alla STAZIONE di raccolta (A, B, C, D etc.);
- il numero del *pellet* raccolto: 1 se è la prima raccolta, 2 se è la replica.

Quindi ciascun transetto è numerato mediante un identificativo univoco. In definitiva ciascun campione ha già un codice assegnato che va copiato progressivamente dalla scheda sulla provetta. Per es. sulla provetta del secondo campione raccolto in un'area con un codice ZX, nel transetto numero 25, nella seconda stazione del transetto sarà segnato il seguente codice ZX0025B2.

Per la raccolta delle feci in punti intermedi fra stazioni differenti:

- va preso il punto con il GPS;
- va siglata la provetta con il numero del waypoint, il numero del GPS, la data e la sigla assegnata all'area;
- va segnato nella parte inferiore della scheda.

Per la **raccolta** bisogna avere le seguenti accortezze:

- gli escrementi non vanno raccolti con le mani, ma con guanti monouso o con strumenti che aiutino a porli nella provetta (stuzzicadenti monouso o pinzette);
- per ogni campione (ad eccezione delle repliche) va usato un guanto o uno strumento differente per evitare le contaminazioni (nel caso si usino pinzette si possono anche di volta in volta sterilizzare con alcool etilico e fuoco di accendino);
- ciascun escremento va posto in una provetta diversa, anche se si tratta delle repliche.

I **campioni** raccolti vanno posti nelle provette completamente immersi nell'etanolo e qualora fosse possibile, le provette vanno conservate in frigorifero od in freezer.

La **scheda di campo** (Figura 21) è organizzata per settori riferibili ai transetti: per ciascuno di essi c'è una riga che l'identifica e le 7 righe successive sono riferite alle singole stazioni.

SCHEDA RACCOLTA FECI

MACROAREA										N° GPS		
DATA	S I G L e T R A N E	S T A Z I O N E	N° P E L L E T T A	N° T O T A L E	N° T I P A M B	N° W P I N Z	N° W P F I N E	E R B A F R E S	P A S C O L O	COMPIATORE	F O T O	NOTE
		A										
		B										
		C										
		D										
		E										
		F										
		G										
		A										
		B										
		C										
		D										
		E										
		F										
		G										
		A										
		B										
		C										
		D										
		E										
		F										
		G										
PUNTI CASUALI												
ID PUNTI CASUALI	DATA	WP	GPS	N°	N° TOT	TIP AMB	COMPIL	IN TRANS n°	NOTE			
ALTRE SPECIE												
DATA	SPECIE	ID	N°	WP	GPS	TIP AMB	TIPO OSS	TRANS N°	H	NOTE		

Figura 21 – Scheda di campo del campionamento genetico.

Per la compilazione:

- i transetti che risultano nulli vanno comunque archiviati nella scheda nella riga riferita al transetto, mediante compilazione dei campi N°, WP e TIP AMB del punto di partenza (PA) e scrivendo nelle note “transetto nullo”;
- vanno compilate anche le righe corrispondenti a stazioni in cui non si ritrova il campione, mediante tutti 0 (fuorché il punto GPS che va comunque segnato) ed in tal caso nelle note va indicata l’assenza o l’eventuale presenza di campioni secchi;
- nel campo N° PELLET va indicato il numero dei campioni raccolti (1 in assenza della replica oppure 2 in caso di raccolta della replica);
- va anche indicata la tipologia ambientale prevalente in un raggio di 100 m dal sito di raccolta secondo le categorie indicate nella legenda ai piedi della scheda di campo;
- il GPS va settato con sistema di coordinate UTM e datum European Datum 1950 (ED50); il numero del GPS è richiesto per i casi in cui più operatori abbiano diversi GPS e i numeri dei WP si possano sovrapporre;

Tra le categorie ambientali aperte si fa riferimento nella scheda alle praterie, al pascolo (categorie completamente aperte), al pascolo cespugliato (se c’è una rappresentatività dei cespugli < 20%), al cespuglieto (se i cespugli coprono più del 20% del territorio); in questo caso va segnata la percentuale di copertura nelle note.

Alla fine delle operazioni di campo:

- va effettuato un controllo incrociato tra le provette e la scheda compilata, in modo da rintracciare eventuali errori di trascrizione dei codici sulla provette;
- vanno scaricati tutti i dati del GPS mediante cavetto e apposito programma (GPS Utility), dividendo i waypoint dalle tracce e salvandoli come shapefile (.shp).

In ultimo, va compilato il **data base** ACCESS riportando le indicazioni della scheda.

Nel caso dei transetti nulli va compilata la sezione dedicata al transetto, va inserita la sigla della provetta con la lettera della stazione N (Nullo) e con lo 0 finale al posto del numero del *pellet*; p. es. nel caso del transetto 26 dell’area ZX va scritto ZX0026N0, va segnata la tipologia ambientale dell’area percorsa. Infine vanno scritte le coordinate X e Y del punto di inizio e di fine. Nel caso di stazioni nulle va compilata appieno la maschera del data base (con

stazione = 0, n° del *pellet* = 0 etc), compresa la tipologia ambientale e va specificato nelle note l'eventuale presenza o assenza di escrementi secchi.

Nel caso di campioni raccolti fra due stazioni va segnalato nelle note della scheda ACCESS relativa alla stazione precedente.

4.3 Modelli ecologici

L'uso della modellistica per la valutazione dell'idoneità ambientale sta iniziando a prendere piede in Italia, benché sia ormai da decenni alla base di ogni intervento di gestione della fauna e degli habitat in altri paesi e soprattutto in Nord America.

I modelli sono semplificazioni e astrazioni di sistemi complessi, naturali o artificiali. Negli studi faunistici i più utilizzati sono quelli matematici. Questi possono essere suddivisi in teorici (deduttivi) ed empirici (induttivi): i primi si basano su ipotesi formulate a priori sulla base dell'esperienza personale o su informazioni bibliografiche; gli altri sono invece basati su dati ricavati dal mondo reale. I modelli possono essere suddivisi ulteriormente in deterministici o stocastici; quelli che meglio rappresentano un sistema-ambiente sono quelli stocastici in quanto tengono in considerazione la variabilità casuale che caratterizza tale sistema (Fattorini & Lovari 1991). La scelta, per un metodo di valutazione ambientale, tra modelli teorici ed empirici o tra modelli deterministici e stocastici deve rispondere a requisiti di semplicità, applicabilità e rigore scientifico. I modelli empirico-statistici sono quelli attualmente più utilizzati, anche perché i modelli teorici, in grado di descrivere un sistema ambientale, necessitano di una maggiore conoscenza della biologia della specie in esame e delle dinamiche del sistema.

Nella gestione faunistica, molto spesso, il vero problema, non è tanto la conoscenza della biologia delle specie in esame o delle dinamiche di un sistema ambientale, quanto la comprensione di tale conoscenza da parte degli organi responsabili delle scelte gestionali (Pitelka & Pitelka 1993). Scopo principale di un modello è quindi quello di fornire una sintesi delle informazioni relative alle relazioni tra l'ambiente e popolazioni animali in modo da facilitare la comprensione e permettere quindi l'applicazione del modello stesso (Salwasser 1986).

Un modello deve quindi fornire le informazioni necessarie da un punto di vista conservazionistico alla programmazione di prelievi, immissioni e/o di tutte quelle azioni

necessarie alla tutela della fauna (Meriggi 1991), e al tempo stesso deve permettere la valutazione degli effetti di possibili interventi gestionali in modo da minimizzarne i costi ed ottimizzarne i risultati. I modelli sono spesso utilizzati per produrre mappe di probabilità che descrivono la possibilità di presenza di una certa specie e cercano di scoprire la proprietà del habitat preferito. Questi modelli sono basati sull'esplorazione statistica delle relazioni tra la presenza della specie e le proprietà del sito.

Elaborazione dei modelli

L'elaborazione di un modello comprende in primo luogo un'analisi qualitativa del sistema in esame, quindi la misurazione delle sue caratteristiche, poi la formulazione del modello matematico ed infine la verifica di tale modello.

Formulazione concettuale del modello

Prima di procedere alla raccolta dati è di fondamentale importanza la formulazione di un modello concettuale che riassume le informazioni disponibili ed individui le problematiche e gli obiettivi da conseguire nella gestione (Grant 1986).

Identificazione del problema e dei confini del sistema

Consiste nella descrizione qualitativa delle caratteristiche ambientali e socio-economiche dell'area; in base alle problematiche esistenti si possono infatti identificare chiaramente gli obiettivi da raggiungere. A seconda che si tratti, ad esempio, del controllo o della salvaguardia di specie già presenti sul territorio oppure della reintroduzione di specie estinte ma storicamente presenti, ci si trova di fronte a esigenze e problematiche diverse sia da un punto di vista biologico sia economico.

Individuazione delle componenti del sistema

Questa fase consiste essenzialmente nell'identificazione di quelle variabili che possono influenzare l'idoneità di un ambiente per una determinata specie. Tale scelta deve essere compiuta secondo criteri di precisione, razionalità e omogeneità. Le variabili devono infatti essere quantificabili con precisione, devono essere attinenti alle esigenze ed alle dimensioni della specie (razionalità), devono essere misurabili con la stessa precisione e con metodi confrontabili (omogeneità) (Tabachnick & Fidell 1989).

Raccolta dati

La quantificazione delle componenti del sistema e delle relazioni tra esse esistenti è una fase molto delicata, verrà quindi suddivisa in passaggi distinti in modo da facilitarne la comprensione e l'esecuzione. Si ricordi che un modello di valutazione ambientale deve mettere in relazione le caratteristiche di un habitat con la presenza, l'abbondanza o la produttività di una determinata specie in esso presente. Le caratteristiche ambientali rappresentano quindi le Variabili Ecogeografiche (EGV) mentre la presenza, l'abbondanza o la produttività della specie studiata, le Variabili Dipendenti (VD).

Misurazione delle variabili ambientali

Il rilevamento quantitativo delle variabili dalle basi cartografiche può essere condotto con una tavola grafica, oppure in maniera più semplice e veloce utilizzando il metodo dei punti casuali (Marcum & Loftsgaarden 1980) che porta a risultati analoghi ma con costi minori e minore dispendio di tempo. Le variabili ambientali possono anche essere ricavate per mezzo dei Geographic Information Systems (GIS). Questi sistemi operano su carte tematiche digitalizzate da cui è possibile ricavare, attraverso l'uso di appositi *software*, i dati in esse contenuti.

Censimenti e stime delle popolazioni delle specie di interesse

Gli studi demografici forniscono le informazioni migliori sulle caratteristiche che rendono un habitat idoneo ad una specie. Le variabili demografiche più attendibili sono quelle che riguardano la produttività delle popolazioni. In particolare il successo riproduttivo, la mortalità e la dispersione giovanile e il reclutamento sono le caratteristiche più strettamente legate all'abbondanza di risorse e quindi alla qualità dell'habitat (Van Horne 1983, Meriggi 1991). Tuttavia, per motivi di praticità, è consigliabile utilizzare variabili di popolazione più semplici da ottenere che vanno dalla presenza-assenza di una specie, alla sua abbondanza, alla densità. La valutazione dell'abbondanza delle specie può essere ottenuta da dati disponibili in bibliografia oppure tramite censimenti diretti (Meriggi 1989). Anche in questo caso il livello di precisione dipende dalla biologia della specie e dai costi dei censimenti che si devono effettuare per avere dati sufficientemente precisi. I dati relativi alle specie per cui si vuole formulare il modello vanno raccolti in aree di studio caratterizzate da un'ampia diversità delle

Variabili Ecogeografiche, perché il modello risultante possa facilmente adattarsi a numerose situazioni ambientali anche estremamente differenti tra loro. Inoltre il numero di aree di studio deve essere elevato (alcune decine) in modo da avere un campione sufficientemente ampio in rapporto al numero di variabili ambientali da utilizzare. Quando si abbiano a disposizione aree di studio di grandi dimensioni e con elevata eterogeneità ambientale, è possibile suddividerle in sub-aree per aumentare il campione. La dimensione delle aree di studio deve comunque essere anch'essa rapportata alla specie in esame e deve essere tale da poter evidenziare le relazioni specie-habitat (Meriggi 1991).

Elaborazione dati

In questa fase, i dati raccolti vengono elaborati su base statistica utilizzando *software* con funzionalità specifiche o appositamente creati.

Scelta dei modelli

La scelta di quale modello matematico utilizzare è determinata dal tipo di dati che si hanno a disposizione e dal tipo di informazioni che si vogliono ottenere.

Ad esempio si potrà ricorrere ai metodi deduttivi quando si avranno pochi dati a disposizione rispetto all'area su cui indagare, la raccolta dati richiede notevoli costi in termini economici e temporali e/o la specie è rara. Quando si avranno dati di presenza della specie, può essere più opportuno utilizzare metodi in grado di sopperire a tale mancanza come l'ENFA. Nel caso si abbiano sia dati di presenza sia dati di assenza è possibile utilizzare la regressione logistica o altri metodi come il GLM, il GAM ecc.

Verifica dei modelli

Una volta elaborato, un modello deve essere verificato. I pacchetti statistici in grado di eseguire le analisi hanno dei test specifici per saggiarne la significatività. Bisogna comunque precisare che un modello può essere considerato idoneo quando risponde ai requisiti per i quali è stato elaborato più che ad un preciso rigore teorico; per questo motivo si deve saggiare la sua attendibilità sia statisticamente sia valutando la sua capacità di descrivere il mondo reale (Grant 1986). Una volta saggiato statisticamente, infatti, il modello deve essere sottoposto ad una verifica empirica di confronto con i dati che avviene in due fasi: la prima

sugli stessi dati dai quali il modello è originato, l'altra dal confronto con dati ricavati da altre aree di studio.

Verifica sugli stessi dati

Si tratta di osservare in che percentuale il modello riesce a classificare correttamente ogni caso del campione come appartenente ad una classe della variabile dipendente in altri termini, in che misura l'equazione ottenuta riesce a prevedere correttamente la presenza, l'abbondanza o la densità della specie da gestire. L'efficacia di un modello risulta sempre maggiore se la si saggia sui dati che lo hanno originato, questa verifica è comunque importante, poiché già a livello dei dati originari, molto spesso si hanno percentuali di classificazioni corrette che sono insufficienti per validare il modello.

Verifica sui nuovi dati

Saggiare il modello su un nuovo set di dati è il metodo migliore per valutare la sua adeguatezza nel descrivere le dinamiche di un sistema ambientale. Un modello che sia stato saggiato sui dati originari deve essere utilizzato nel prevedere i valori della variabile dipendente (l'abbondanza della specie da gestire) su un'area in cui non se ne abbiano informazioni; successivamente, dopo aver misurato le variabili ambientali considerate nel modello da saggiare, si deve rilevare sul campo la dimensione della popolazione da studiare e quindi confrontarla con quella prevista. Si ricordi che un modello di valutazione ambientale a scopo gestionale non deve avere eccessive pretese di rigore scientifico ma deve soddisfare le esigenze specifiche dell'ente di gestione (Grant 1986, Salwasser 1986).

Il GIS come ambiente per sviluppare il modello

L'analisi dei dati e la creazione dei modelli necessitano di quantità notevoli di elementi spaziali espliciti interconnessi. Il GIS (Geographical Information System) è uno strumento di lavoro adatto a gestire i progetti in queste condizioni: è capace di archiviare, mantenere, esporre, integrare, analizzare attraverso numerose operazioni complesse i dati spaziali ed esplicitare i risultati in immagini di facile lettura. Così l'uso del GIS permette di gestire anche la natura multidimensionale delle relazioni specie-ambiente (Shaw & Atkinson, 1990). L'elaborazione di un modello d'idoneità ambientale mediante il GIS, si basa, quindi, fondamentalmente su un processo d'integrazione dei dati geografici. Tali dati spaziali

espliciti, sono mantenuti in strati informativi (layers o livelli informativi), cartografie di riferimento, ognuna delle quali descrive la distribuzione di una determinata variabile ambientale misurabile nonché mappabile. Questo enfatizza il fatto che tutte le informazioni relative ad una particolare area sono distribuite tra diversi insiemi di dati logici che possono essere riassemblati, sovrapposti per essere paragonati ed analizzati. Gli strati possono essere organizzati in due modi. Il primo vede i dati allegati agli oggetti, le cui coordinate spaziali sono precisamente definite. In ecologia gli oggetti tipicamente rappresentano informazioni biologiche o paesaggistiche come osservazioni, localizzazioni di cattura, strade, fiumi o foreste. Gli oggetti quindi, possono essere a-dimensionali (punti), uni-dimensionali (linee, linee spezzate, poligoni aperti) e bi-dimensionali (regioni o poligoni vuoti). I dati associati ad essi sono chiamati attributi e possono essere in numero variabile, fornendo qualsiasi tipo di informazione (nome, date, quantità, portata di un segmento del fiume, tipo di vegetazione). Gli oggetti simili sono raggruppati nei vari strati informativi. Il valore dei loro attributi può essere rappresentato da codici visivi, che variano di colore o di forma. In quest'organizzazione i dati sono archiviati in una struttura vettoriale, cioè le informazioni spaziali sono contenute in nodi legati a vettori che definiscono la forma degli oggetti. Per tale caratteristica, quest'organizzazione dei dati è particolarmente adatta a generare modelli con informazioni qualitative, come copertura vegetale, strutture antropiche, reti fluviali, limiti amministrativi. L'altro modo di organizzazione dei dati vede l'area di studio scomposta in celle isometriche (generalmente quadrate, dette *pixel*), a cui sono associate le informazioni spaziali. Ogni strato contiene un tipo d'informazione, qualitativa o quantitativa, allegata alla singola cella. I dati in questo caso sono archiviati in una struttura raster, particolarmente adatta all'analisi dei processi paesaggistici: questa modalità, infatti, permette di modellizzare informazioni geografiche continue, come per esempio l'elevazione, la temperatura o la profondità. Il dato geografico, in definitiva, risulta costituito da tre componenti: una descrittiva e l'altra spaziale, per cui è sempre possibile, selezionando la componente descrittiva, conoscere la posizione geografica associata a quel particolare valore o set di valori selezionati, oppure, partendo dalla componente geografica, attuare il percorso d'indagine inverso. La terza componente è temporale, che in genere, per semplicità, si considera costante.

La modellizzazione dei requisiti ecologici fondamentali basati su caratteristiche ambientali dei siti conosciuti di presenza rappresentano uno strumento potente per predire

range geografici e per studiare aspetti delle ecologia (Box et al. 1993, Kadmon e Heller 1998, Yom-Tov e Kadmon 1998; Peterson et al. 1999).

La realizzazione di un modello della distribuzione delle specie si concretizza in un processo che consta di due fasi. La prima consiste nella stima della gamma di valori preferiti delle variabili ambientali considerate e rappresenta, più genericamente, un'analisi di relazione specie-ambiente. La seconda fase identifica tutte le aree che soddisfano le richieste ecologiche della specie, producendo, infine, il modello di distribuzione della specie attuale (se ci sono evidenze di presenza) ovvero potenziale (se la specie non vi è mai stata osservata). Il risultato di tale modello sarà rappresentato da una mappa che raffigura la distribuzione delle aree non idonee e di quelle a differente grado d'idoneità, nonché la loro articolazione sul territorio considerato nell'analisi.

4.3.1 Modello deduttivo

La costruzione del modello deterministico si articola in una sequenza di passaggi successivi:

- l'individuazione delle variabili ambientali;
- l'analisi della relazione della singola variabile ambientale con la specie oggetto di studio;
- l'analisi della relazione di più variabili ambientali integrate con la specie oggetto di studio. Ogni punto dello spazio all'interno dell'areale della specie sarà considerato tanto più idoneo quanto più si avvicina alle sue esigenze ecologiche.

L'elaborazione e la formalizzazione del modello si basa su relazioni specie-ambiente (Stoms et al., 1992; Corsi et. al., 2000) ottenute dalla consultazione di uno o più specialisti che, sulla base della loro conoscenza, derivante dalla loro esperienza diretta e indiretta, riclassificano ciascuna variabile secondo le preferenze della specie. Normalmente i valori vengono categorizzati in: non idoneo, poco idoneo, mediamente idoneo e molto idoneo.

I singoli esperti forniranno dei valori, anche differenti tra loro, per ogni parametro; la media tra i pareri degli esperti sarà assegnata ad ogni singola cella. Dalla combinazione dei

valori attribuito ad ogni cella si ottiene l'Indice d'Idoneità Ambientale (IdIA). Sulla base di quest'ultimo si ottiene la carta di idoneità ambientale.

4.3.2 Analisi fattoriale della nicchia ecologica (ENFA)

Tra i modelli di idoneità ambientale basati sul concetto di nicchia multidimensionale di Hutchinson (1957), spicca l'Ecological Niche Factor Analysis (ENFA, Hirtzel et al., 2002; Hirtzel e Arlettaz, 2003), una procedura suggerita da Perrin (1984) e sviluppata ed implementata in ambiente GIS (Hausser, 1995) con il *software* BioMapper4 (Hirzel et al., 2001; 2008; <http://www.unil.ch/BioMapper>). Fin'ora tale metodica di analisi di dati si è mostrata più robusta dei metodi logistici classici (Brotons et al., 2004), in relazione a diversi scenari di *habitat occupancy* e soprattutto in condizioni di data-set non particolarmente accurati. Questo ne ha permesso l'uso, con risultati soddisfacenti, anche in situazioni particolarmente complesse: di recente l'ENFA è stata usata non solo per specie di Uccelli (Hirzel, 2003; Hirzel et al., 2004; Boisteu & Marion, 2005), Mammiferi ungulati (Hirzel, 2002) e coleotteri, ma anche in ambiente marino per coralli (Leverette, 2004) o Cetacei (Mandleberg, 2004), comprensibilmente difficili da mappare, o ancora è stata saggiata con dati provenienti da atlanti, che certamente non mirano a definire con certezza l'assenza della specie. In accordo con gli altri metodi di analisi multivariata, l'ENFA fonda su determinati principi: a) l'area di indagine è modellata come una mappa raster composta da N celle isometriche adiacenti; b) la variabile dipendente è espressa come dato di presenza/assenza della specie focale nell'insieme di celle; c) le Variabili Eco-Geografiche indipendenti (EGV), importanti per la specie focale ai fini dello studio, descrivono quantitativamente alcune caratteristiche delle celle. Tali variabili, dunque, vanno scelte a priori e possono riguardare, per esempio, caratteri topografici (altitudine, pendenza), dati ecologici (presenza di boschi, concentrazione di nitrati), influenza antropica (distribuzione di infrastrutture, distanza dal centro abitato); d) le EGV sono calibrate per classificare il più correttamente possibile ciascuna cella in funzione del grado di idoneità alla presenza della specie (Hirzel et al., 2002). Un'importante caratteristica dell'ENFA, rispetto agli altri strumenti di modellistica multivariata, è la sua indipendenza dai dati di assenza della specie focale rispetto all'area di studio. Il mancato rinvenimento di una specie durante censimenti e campionamenti è, infatti, un punto debole dei modelli, in quanto può essere dovuto a numerose cause e può generare

determinazioni di “false assenze”, che si riflettono sulle deduzioni del modello, soprattutto se la variabile dipendente è proprio la presenza della specie: si pensi a casi di habitat idonei, ma per motivi storici non occupati dalla specie, o a semplici problemi di contattabilità durante i censimenti (McArdle, 1990; Solow, 1993). L’ENFA quindi, è fondato su un approccio nuovo che analizza la posizione della nicchia della specie nello spazio ecologico, basandosi solo su dati di presenza. In altre parole il modello confronta in uno spazio multidimensionale determinato dalle variabili eco-geografiche, la distribuzione delle celle in cui la presenza della specie è stata accertata, con l’intero insieme di celle che costituiscono l’area di studio: considerando la nicchia ecologica come un sottoinsieme di celle nello spazio ecogeografico dove la specie focale ha un’elevata probabilità di essere, l’ENFA riprende, quindi, il concetto di nicchia di Hutchinson (1957). Per il resto, l’ENFA presenta alcune similitudini con la PCA, (Cooley & Lohnes, 1971, Legendre & Legendre, 1998), in quanto la prima operazione che compie è l’estrazione di pochi fattori che sintetizzano l’informazione di tutte le EGV (Manly, 1986): in tal modo *in primis* riduce la complessità del sistema, scarica anche le correlazioni e la ridondanza tra le variabili e riduce il rumore di fondo (Hirzel, 2004); ma a differenza di questa procedura, l’ENFA richiede due insiemi di dati di base: quello globale dei descrittori delle variabili ecogeografiche per ogni cella dell’area di studio e quello di presenza della specie per ciascuna cella. Inoltre, si riscontra un’altra differenza nel significato degli assi estratti: nella PCA sono scelti in modo da massimizzare la varianza della distribuzione, in ENFA assumono un significato ecologico in quanto rendono conto della marginalità e massimizzano la specializzazione delle specie (Hirzel et al., 2002).

La procedura ENFA inizia ad estrarre i fattori principali. Ogni cella è così associata al vettore composto dai valori delle EGV nell’area sottesa e può essere rappresentata da un punto nello spazio multidimensionale delle EGV. Se le distribuzioni delle variabili sono multinormali, lo scatterplot avrà la forma di un iper-ellissoide (Figura 22). L’insieme delle celle in cui la specie focale è stata osservata costituisce un sottoinsieme, rappresentato da un iperellissoide più piccolo all’interno di quello globale. Il primo fattore, o fattore di marginalità, è la linea retta che passa attraverso i centroidi dei due ellissoidi. La marginalità della specie focale, è dunque la distanza standardizzata tra questi centroidi.

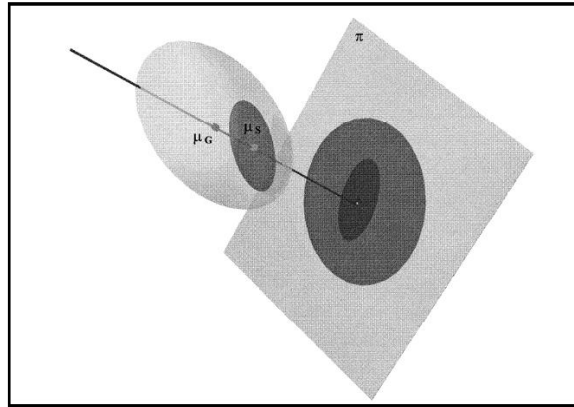


Figura 22 – Iper-ellissoide (Hirzel et al. 2002)

Per ottenere i fattori successivi, quelli di specializzazione, il procedimento opera un cambiamento nel sistema di riferimento, trasformando l'ellissoide della specie in una sfera, la varianza della quale eguaglia l'unità in ogni direzione. In questo nuovo sistema, il primo fattore di specializzazione è quello che massimizza la varianza della distribuzione globale ed i successivi sono estratti in turno, rimuovendo in ogni stadio una dimensione dallo spazio, prima che tutti i fattori siano estratti. La quantità di specializzazione progressivamente rendicontata da ogni fattore è necessariamente inferiore a quella del fattore precedentemente estratto; ogni fattore di specializzazione è ortogonale agli altri in modo che la distribuzione di un sottoinsieme di specializzazione per ogni fattore non è correlata alla distribuzione degli altri. In questo modo un limitato numero di fattori F conterranno la maggior parte delle informazioni rilevanti iniziali. Il loro basso numero e la reciproca indipendenza li rende più facili da manipolare rispetto alle EGV originali. L'idoneità di ogni cella per la specie focale viene, così, calcolata in accordo con la sua posizione nello spazio F -dimensionale, piuttosto che EGV-dimensionale.

In ENFA, a differenza di altre metodiche di analisi multivariata, i fattori assumono un significato ecologico in quanto rendono conto della marginalità e massimizzano la specializzazione dei *taxa* (Hirzel et al., 2002): il primo fattore estratto è il fattore di marginalità e i successivi sono i fattori di specializzazione, che spiegano rispettivamente le due caratteristiche descrittive della nicchia della specie. La **marginalità** rappresenta la distanza ecologica tra le condizioni ambientali (*optimum*) utilizzate dalla specie e quelle disponibili nell'intero habitat. Se la nicchia della specie può essere descritta dalle variabili ambientali, il significato di questa grandezza sta nella differenza tra la media della sua distribuzione e la media della distribuzione globale delle variabili ambientali offerte

dall'ambiente (Figura 23). La **specializzazione** esprime la porzione di habitat utilizzato dalla specie in relazione al *range* di condizioni ambientali offerto dal paesaggio; in altre parole indica quanto è ristretta la nicchia della specie in relazione all'area di studio.

La divisione per la deviazione standard permette di rimuovere gli errori introdotti dalla varianza della distribuzione globale, mentre il fattore moltiplicativo (1,96) assicura che il valore di marginalità sia sempre compreso fra 0 e 1. Valori assoluti elevati dei coefficienti indicano che la specie si discosta dalla media disponibile di habitat in relazione alla corrispondente variabile; valori negativi indicano che la specie preferisce valori della variabile corrispondente più bassi rispetto alla media relativa all'area di studio e viceversa per valori positivi dei coefficienti. I coefficienti dei successivi fattori ricevono una diversa interpretazione: maggiore è il loro valore più ristretto risulta il range della specie focale rispetto alla variabile corrispondente. Il segno del coefficiente è del tutto arbitrario.

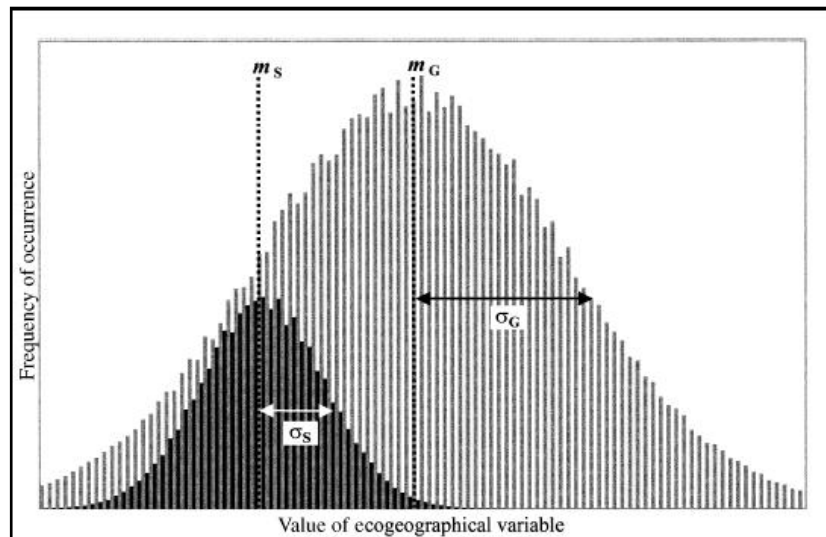


Figura 23 – La distribuzione delle caratteristiche ambientali sfruttate da una specie nel paesaggio (barre nere) non coincide con quella dell'intero set del habitat considerato (barre grigie); la discrepanza fra le due medie ($m_S \neq m_G$) permette di calcolare la marginalità, mentre la discrepanza tra le rispettive deviazioni standard ($\sigma_S \neq \sigma_G$) permette la valutazione della specializzazione (Hirzel et al., 2002).

L'autovalore λ_1 associato ad ogni fattore esprime la quantità di specializzazione sintetizzata in quel fattore: il rapporto tra la varianza della distribuzione globale e quella della distribuzione della specie sull'asse. In termini matematici la specializzazione è descritta in tal modo: gli autovalori velocemente decrescono dal secondo fattore in poi: solo i primi quattro o cinque sono utili per computare l'idoneità dell'habitat. Combinando la marginalità e la specializzazione di ciascuna variabile ambientale, ENFA computa la marginalità e la specializzazione globali (Hirzel et al., 2002, Reutter et al., 2003) con estensioni multivariate

delle equazioni precedenti. La marginalità globale, M , assume valori compresi fra 0 e 1 con i valori maggiori che indicano che la specie non è ugualmente rappresentata nell'area di studio. La specializzazione globale, S , varia, invece, tra 1 e ∞ , con l'ampiezza della nicchia che decresce all'aumentare del valore dell'indice. Per un'interpretazione più immediata viene spesso fornito il coefficiente di tolleranza globale definito come l'inverso della specializzazione: quest'ultimo varia tra 0 e 1 ed è un indicatore diretto della larghezza della nicchia (Reutter et al., 2003). Dai risultati della procedura ENFA, BioMapper genera e restituisce la mappa di idoneità ambientale per la specie focale nelle condizioni ambientali fornite dall'area. Innanzitutto per ciascuna EGV viene registrato il valore di ogni localizzazione della presenza della specie; con questi valori viene generato un istogramma di frequenze e ad ogni classe dell'istogramma viene attribuito un punteggio. Supponendo una distribuzione normale, i punteggi saranno massimi alla mediana della distribuzione per diminuire verso le sue code (Hirzel et al., 2002). Viene, poi, determinata la classe di appartenenza per ciascuna cella nell'area di studio e su tale base viene definito un valore provvisorio di idoneità a ogni cella. Le classi di celle più distanti avranno valori inferiori di idoneità parziale. Computando la media pesata di tutte le idoneità provvisorie viene generato per ogni cella un indice di idoneità ambientale, riscalo mediante il metodo delle isoplete in maniera da variare tra 0 e 100, parallelamente all'idoneità (Hirzel et al., 2001). Il metodo delle isoplete è preferito alla trasformazione lineare in quanto usa le osservazioni per riscalo l'indice: a tal fine, infatti, determina i limiti di ogni classe di indice di idoneità in cui ricade un ugual numero di osservazioni. E' fondamentale che in tale operazione il metodo non assuma che tutte le osservazioni ricadano in habitat ottimali.

4.3.3 Modelli lineari generalizzati (Generalized Linear Models GLM)

Lo sviluppo dei modelli di regressione lineare generale per dati Normali si è verificato all'inizio del 20th secolo. I maggiori input sono venuti dalla statistica biologica dove le osservazioni sono spesso di tipo binario, cioè ci sono solo due possibili risposte (es. vivo o morto, presenza o assenza). I modelli lineari generalizzati (GLM) sono un'estensione dei modelli lineari, potendosi applicare nel caso di distribuzione della variabile risposta diversa da quella normale, nel caso di legame più complesso di quello lineare con le variabili dipendenti e nel caso di varianza dell'errore non costante.

La variabile risposta Y_i deve una distribuzione appartenente alla famiglia esponenziale:

$$f_Y(y; \theta, \Phi) = \exp\{(\eta - b(\theta)) / a(\Phi) + c(y, \Phi)\}$$

dove le funzioni $a()$, $b()$ e $c()$ definiscono la distribuzione. Il parametro Φ è detto *parametro di dispersione o di scala* e deve essere necessariamente noto in una distribuzione affinché questa appartenga alla famiglia esponenziale, mentre il parametro θ è detto *parametro canonico o naturale* della distribuzione. Alla famiglia esponenziale appartengono le principali distribuzioni: normale, gamma, poisson, binomiale, gaussiana inversa.

Un modello lineare generalizzato è individuato da queste caratteristiche:

1) la variabile risposta Y_i deve una distribuzione appartenente alla *famiglia esponenziale*;

2) le variabili indipendenti influiscono sulla risposta in modo lineare:

$$\eta = \sum_{j=1}^p \beta_j X_j \quad \text{tale funzione prende il nome di } \textit{predittore lineare}$$

3) la media è funzione del predittore lineare:

$\mu = m(\eta)$ e $\eta = m^{-1}(\mu) = l(\mu)$ con $m()$ funzione monotona e differenziabile; la funzione $l()$ è detta *funzione link* ed esplicita la relazione tra il predittore lineare e il valore atteso della distribuzione.

Per ciascuna distribuzione della famiglia esponenziale esiste una particolare funzione link per la quale si ha: $\theta = \mu$, tale funzione è detta *link canonico*.

I parametri dei GLM vengono stimati con il metodo della massima verosimiglianza (ML). Con i GLM si possono trattare, tra gli altri, la regressione logistica (quando la variabile risposta è di tipo dicotomico e binomiale) e la regressione di Poisson (quando la risposta è una variabile di conteggio con distribuzione poissoniana).

Nel caso in cui la variabile risposta è di tipo dicotomico o binomiale si parla di regressione logistica, riconducibile ai GLM con distribuzione di $Y_i \sim \text{bin}(n, \pi_i)$ e funzione link di tipo logistico $\log\left(\frac{\pi_i}{1-\pi_i}\right)$

In altri termini si ha il seguente modello di regressione:

$$\log\left(\frac{\pi_i}{1-\pi_i}\right) = \beta_0 + \sum_{j=1}^p \beta_j X_j$$

La regressione mette in relazione una variabile risposta con un singolo (la regressione semplice) o con una combinazione (regressione multipla) di predittori ambientali (variabili

esplicative); tali parametri possono essere le variabili ambientali stesse. Nei GLM, la combinazione di predittori, il predittore lineare (LP), è in relazione con la media della variabile risposta attraverso una funzione link. L'uso di tali funzioni link permettono (1) la trasformazione in linearità, e (2) i predittori vengono mantenuti all'interno di valori aderenti alla variabile risposta. Così facendo il GLM può trattare distribuzioni come la Gaussiana, Poisson, Binomiale o Gamma attraverso le rispettive funzioni link (identity, logit, logitmh). A differenza delle regressioni dei minimi quadrati che potrebbero predire valori biologicamente inattuabili (p.es. probabilità più alta del 100% o valori negativi), il modello GLM produce predizioni all'interno dei limiti dei valori osservati (p.es. presenza:assenza [1:0] e il valore di probabilità tra questi estremi).

4.3.4 Procedure di lavoro

Per la formulazione dei modelli è stato necessario *in primis* la realizzazione di strati informativi acquisiti in ambiente GIS utilizzando i *software* ArcView 3.2 e ArcGis 9.2 (ESRI inc., USA). La prima operazione effettuata è stata la scelta delle variabili ecogeografiche la cui individuazione è stata condizionata, inevitabilmente, dalla disponibilità di dati con copertura omogenea a livello regionale e sulla base delle conoscenze delle esigenze ecologiche delle specie, supportate dalla letteratura.

La serie di cartografie di base, utilizzate per la realizzazione del modello sono di seguito descritte:

- Carta dell'uso del suolo; (per la descrizione delle classi si rimanda all'Appendice 1)
- Modello Digitale di Elevazione (DEM)
- Carta delle esposizioni,
- Carta delle pendenze;
- Carta delle Aree Protette;
- Carta dei Siti Natura2000;
- Carta delle Piano Faunistico-Venatorio regionale
- Carta dell'Indice Infrastrutturale

Prima dell'analisi finalizzata alla costruzione dei modelli, è stato necessario rendere omogenea la proiezione ed il formato di tutta la serie di strati acquisiti. Il Modello Digitale di Elevazione, ricampionato a 100 metri, è stato utilizzato come riferimento per la rasterizzazione degli altri strati.

Gli strati informativi generati con ArcGIS, in formato vettoriale, sono stati convertiti in formato raster, ovvero in grid, perché in tal modo le operazioni di riclassificazione e modellizzazione risultano più semplici. Tutte gli strati informativi sono stati uniformati applicando una griglia 100m x100m, in modo tale che tutti i raster avessero lo stesso numero di celle, lo stesso numero di righe e di colonne, lo stesso sistema di riferimento e lo stesso punto di origine, e pertanto fossero perfettamente sovrapponibili.

L'altitudine è stata ricavata dal DEM, da questo si sono ottenute la carta delle pendenze e dell'esposizione. Le tipologie vegetazionali sono state ricavate dalla Carta dell'Uso del Suolo (CUS) della Regione Lazio. A partire dalle aree naturali protette e dai siti Natura2000 e dal Piano Faunistico-Venatorio regionale è stato elaborato uno layer *ex-novo* contenente aree con presenza e assenza di caccia che riassume in sé tutte queste caratteristiche.

Le variabili ambientali così definite sono state utilizzate per formulare i tre tipi di modelli per entrambe le specie.

Per quanto riguarda i dati raccolti in campo nel caso del modello deduttivo, i dati sono stati utilizzati solo per la validazione, mentre nel caso dell'ENFA sono stati utilizzati esclusivamente i dati di presenza delle specie ottenuti dall'analisi genetica, mentre per il GLM sono stati utilizzati sia i dati di presenza che i dati di assenza, ossia le stazioni nulle e i punti d'inizio dei transekti nulli. Si è deciso di non utilizzare i dati ottenuti dai campionamenti notturni per la formulazione dei modelli poiché sono strettamente legati al tipo di campionamento (vicinanza alle strade percorribili) e non indipendenti come nel caso del campionamento genetico dove i punti sono stati estratti casualmente.

Tutti e tre i modelli ottenuti sono stati validati applicando la stessa procedura (*cross-validation*) (cfr § 4.3.5.) lo stesso *software* (BioMapper) e lo stesso set di dati ossia tutti i siti di rilevamento delle specie ottenuti sia dal campionamento genetico sia da quello notturno.

L'ampliamento del dataset di validazione ha lo scopo di valutare più efficacemente l'adeguatezza del modello nel descrivere le dinamiche di un sistema ambientale ossia la sua

capacità nel prevedere i valori della variabile dipendente (l'abbondanza della specie da gestire) su un'area in cui non se ne abbiano informazioni.

I valori di idoneità stimati hanno permesso la rappresentazione cartografica del modello, individuando delle aree idonee e delle aree meno idonee. I valori ottenuti da ciascun modello sono stati infine riportati in un range compreso tra 0 e 100, in modo tale che i confronti potessero essere fatti sulla stessa scala.

Inoltre essi sono stati ulteriormente suddivisi in 4 classi (non idoneo, poco idoneo, mediamente idoneo e molto idoneo) seguendo la natural break's classification (Puddu et al. 2009)(Jenks' method disponibile in ArcGis 9.2) allo scopo di avere una più semplice ed efficace rappresentazione grafica.

Modello deduttivo

Nel caso dei modelli deduttivi sono stati utilizzati layer in formato raster; ad ogni parametro ambientale, è stato attribuito dagli specialisti un valore compreso nell'intervallo fra 0 e 3, come di seguito esplicitato:

0: non idonea;

1: poco idonea;

2: mediamente idonea;

3: molto idonea.

Il valore assegnato per ogni parametro, risultato della media tra più pareri, è stato attribuito ad ogni cella. L'Indice d'Idoneità Ambientale (IdIA) è stato calcolato mediante l'equazione:

$$\text{IdIA} = (A_1 * A_2 * \dots * A_n)^{1/n}$$

dove $A_1 * A_2 * \dots * A_n$ sono i valori attribuiti, per ogni cella, ad ogni parametro ambientale usato e n è il numero di parametri utilizzato. L'elaborazione dei dati è avvenuta con ArcGIS 9.2.

ENFA

Nel caso dell'ENFA è stato utilizzato il software Biomapper4 (Hirzel et al., 2008), pertanto gli strati informativi generati in formato raster, sono stati convertiti in file informatici con estensione *.idrisi; l'operazione è stata condotta mediante l'estensione *grid2idrisi* di ArcGIS 9.2. Tutti i dati qualitativi e descrittivi sono stati trasformati in dati quantitativi,

tramite l'applicazione *Booleanisator* di BioMapper. A titolo semplificativo, la carta della vegetazione è stata prima scorporata nelle singole categorie di livello III e in seguito sono state calcolate le frequenze di ciascuna tipologia mediante l'applicazione *CircAn* di BioMapper. Per la presenza delle Lepri sono stati utilizzati i dati ottenuti dal campionamento genetico e si è attribuito un valore pari a uno (1) laddove la specie è stata individuata.

GLM

Nel caso dell'GLM sono stati usati modelli lineari generalizzati (GLM, McCullagh e Nelder, 1989) con una probabilità di distribuzione binomiale e un collegamento logico per calcolare le mappe di idoneità ambientali basate su dati di presenza/assenza. Il modello è stato implementato nel software R, (R Development Core Team, 2005) sull'intero dataset di presenza/assenza si è attribuito un valore pari a uno (1) laddove la specie è stata individuata e paria zero (0) nel caso contrario.

Ad ogni punto di presenza/assenza delle specie è stato associato il valore corrispondente di ciascuna variabile ambientale, tali valori sono gli stessi dei file in formato *.idrisi. Le informazioni così ottenute sono state raggruppate in una tabella in formato *.exl in cui erano riportate le coordinate dei punti di presenza e di assenza della specie considerata. A questo data base è stato applicato il modello GLM e le variabili più importanti sono state selezionate con una procedura *stepwise* basata sul criterio di AIC (Akaike, 1973; R *software*). Questa analisi consiste nell'aggiungere e togliere le variabili al modello che viene rilanciato più volte fino a trattenere solo le variabili significative. Alla fine si è ottenuto un coefficiente di regressione per ogni variabile predittiva trattenuta. Il modello si ottiene moltiplicando semplicemente ogni coefficiente di regressione con la sua variabile predittiva.

Nel nostro caso, questi coefficienti sono stati moltiplicati per il data base regionale, che conteneva per ogni centroide della griglia le stesse informazioni delle variabili considerate, ottenendo così un valore di idoneità per ogni pixel.

4.3.5 Validazione dei modelli.

Il potere predittivo delle mappe di idoneità ambientale deve essere valutato per verificare l'attendibilità del modello e la sua applicazione pratica. Tra i processi in grado di svolgere tale funzione troviamo la *cross-validation*. Tale processo calcola un intervallo di

confidenza dell'accuratezza predittiva del modello di idoneità. In pratica le localizzazioni della specie sono divise casualmente in k gruppi mutualmente esclusivi, vengono usate $(k - 1)$ partizioni per generare il modello mentre la restante parte viene usata per validarlo con un set di dati indipendenti. Questo processo viene ripetuto k volte, e ogni volta viene lasciata fuori una differente porzione di dati, producendo mappe di idoneità più o meno diverse. La comparazione di queste carte e le loro fluttuazioni permette di assegnare il potere predittivo del modello. Affinché la *cross-validation* sia più robusta alla autocorrelazione spaziale è necessario che le partizioni non si sovrappongono geograficamente. Il *software* BioMapper segue il metodo descritto da Boyce et al. (2002) e successivamente sviluppato da Hirzel e coll. (2006), esso fornisce un indice (Boyce's index) attualmente ritenuto il migliore da Hirzel e coll. (2006). Ciascuna mappa è riclassificata in *bins* b (di *default* $b = 4$) e ciascun *bin* i -esimo copre una porzione dell'area totale della mappa (E_i) e contiene una porzione dei punti di validazione (P_i) (ossia le osservazioni lasciate fuori durante il processo di *cross-validation*). Così vengono calcolati i valori aspettati del rapporto P / E di ciascun *bin* dove $F_i = P_i / E_i$. Se la mappa di idoneità è completamente casuale ci si aspetta che $F_i = 1$ per tutti i *bin*. Se il modello è buono, bassi valori di idoneità ambientale dovrebbero avere un basso valore di F (minore di 1), mentre alti valori di idoneità alti valori di F (maggiori di 1) con un incremento lineare tra i 2. Un modo per misurare la monotonicità delle curve è eseguire una correlazione per ranghi di Spearman di F_i ossia attraverso l'“indice di Boyce B”. Il maggior difetto di tale indice è la sensibilità al numero dei *bin* e ai loro estremi. Per risolvere il problema BioMapper ha sviluppato un nuovo stimatore basato su di una “finestra mobile” di larghezza W (buoni valori di W vanno da 10 a 20) invece che su classi fisse. Il calcolo inizia con una prima classe che ricopre il *range* di idoneità $(0, W)$ il cui rapporto P/E è tracciato rispetto al valore di idoneità medio della classe, $W/2$; quindi la “finestra movente” è spostata di una piccola quantità e la curva P/E è disegnata di nuovo. Quest'operazione è ripetuta fino a che la finestra non raggiunge tutto il *range* possibile fino a produrre una curva P/E smussata su cui viene calcolato un indice di “Boyce continuo” $B_{cont}(W)$ attraverso la correlazione per ranghi di Spearman.

In pratica, spesso si ottiene una curva sigmoide, (la F aumenta esponenzialmente e si stabilisce e oscilla intorno al valore massimo), da questa curva è possibile definire la soglia tra l'ambiente idoneo e non idoneo e dalla varianza delle F_i il potere predittivo del modello.

Le carte d'idoneità ambientale ottenute dalle tre analisi sono state convalidate in modo identico tramite la *cross-validation* implementata da BioMapper ed è stato utilizzato lo stesso set di dati; in particolare si è ritenuto opportuno ampliare il set di dati inserendo le rilevazioni ottenute dai censimenti notturni.

4.3.6 Confronto spaziale tra i modelli

Il confronto tra i modelli vuole stabilire se la classificazione delle aree in idonee o non idonee è concorde a prescindere della metodologia statistica utilizzata.

Per far questo è stata utilizzata la minima area predetta (MAP) così come definita da Engler e coll.. (2004), ossia la minima superficie ottenuta considerando tutti i pixel con un valore di idoneità maggiore di una certa soglia. Infatti, quando si valuta una mappa di idoneità utilizzando solo i dati di presenza, una mappa che predice la presenza della specie ovunque mostra la migliore validazione (perché tutte le presenze saranno effettivamente predette come presenze), ma tale mappa è inutile. L'idea che sta dietro alla MAP è basata sull'assunzione che una buona mappa è quella che predirà l'area potenziale più piccola possibile (principio della parsimonia) ma che includerà il maggior numero di segnalazioni della specie.

Il confronto è stato però effettuato solo tra l'ENFA e il GLM perché i modelli si basano sui dati raccolti di presenza della specie in esame. In pratica per ogni specie, ciascun modello è stato riclassificato considerando solo le aree con un valore di idoneità maggiore di 70, costituendo così la MAP. Queste nuove mappe sono state poi sovrapposte in ambiente GIS per individuare le zone di coincidenza spaziale. In ogni MAP sono state individuate le variabili presenti (categorie cus, ecc) e per ognuna di essa è stata calcolata la superficie in ettari e applicato il test di Mann-Whitney per individuare le differenze tra i modelli per la stessa specie (ENFA-GLM).

Inoltre è stata calcolata anche la sovrapposizione tra le due specie confrontando l'idoneità utilizzando lo stesso tipo di modello (ENFA-ENFA, GLM-GLM).

4.4 Differenziazione della nicchia ecologica tra le due specie

Sono molti i fattori e le forze che influenzano la distribuzione delle specie (Udvardy 1969, MacArthur 1972). Hutchinson (1958) ha distinto anche tra nicchia fondamentale, il massimo “ipervolume teorico” quando la specie non è inibita dalla competizione con altri e la nicchia realizzata un ipervolume più piccolo occupato dalla specie sotto stress biotici. Per esempio, il range potenziale di una specie può essere ristretto dalla presenza di competitori, predatori, o parassiti, riducendo la sua nicchia fondamentale in una frazione o sottoinsieme che possono essere davvero sfruttati, ossia la nicchia realizzata (Hutchinson 1957). Inoltre, specie simili morfologicamente condividono requisiti ecologici e possono assumere comportamenti atti a prevenire la loro coesistenza (Darwin 1859, Gause 1934 MacArthur 1972). Per esempio, dove presenti in simpatria, specie di mammiferi strettamente correlati spesso mostrano una segregazione ambientale o comportamentale (Wilson 1968, Stoecker 1972, Emmons 1980), e in alcuni casi, è stato documentato un comportamento aggressivo. Specie congeneriche spesso possiedono zone parapatriche di contatto molto strette (Hershkovitz 1977, Hall 1981), suggerendo che le relazioni competitive possono essere abbastanza comuni (Miller 1967). Inoltre, esperimenti di rimozione hanno confermato l'abilità di certi piccoli mammiferi di escludere specie congeneriche dove i loro home range entrano in contatto (Koplin e Hoffmann 1968, Stoecker 1972, Chappell 1978, Schoener 1983).

L'applicazione dei software GIS agli studi ecologici, permettendo di analizzare più fattori contemporaneamente e quindi di definire la nicchia ecologica della specie, permette anche di testare fenomeni di possibile competizione dal punto di vista spaziale.

La Lepre italica e la Lepre europea sono specie simili sia dal punto di vista morfologico che ecologico; ad un occhio non esperto possono addirittura sembrare la stessa specie ed essendo entrambe erbivore spesso si trovano ad alimentarsi in aree comuni; ciò può far supporre una competizione interspecifica che può manifestarsi soprattutto tramite l'utilizzo delle stesse risorse trofiche o dei siti di riproduzione e di rifugio.

Per comparare la nicchia ecologica della Lepre italica e della Lepre europea è stata effettuata l'analisi discriminante (Legendre e Legendre 1998), applicata per la prima volta negli studi di tipo biologici da Fisher nel 1936 quando affrontò il problema della classificazione di piante di *Iris* appartenenti a tre specie diverse.

Lo scopo di quest'analisi è di definire in uno spazio p -dimensionale, la direzione della massima separazione tra i gruppi basata sulle medie delle osservazioni (in rapporto alla variabilità all'interno di ognuno di essi) proiettate nello spazio unidimensionale ossia, il punteggio discriminante, che rappresenta una variabile non osservata, che è data dalla combinazione lineare delle p variabili osservate.

Il “criterio di Fisher come regressione” consiste nel definire i coefficienti della variabile canonica come coefficiente del modello di regressione lineare multipla.

Come l'ENFA, quest'analisi multivariata utilizza lo spazio definito dai predittori, ma utilizza la distribuzione delle specie simultaneamente (Legendre e Legendre 1998). L'idea generale è di individuare il fattore che massimizza la separazione tra la distribuzione delle specie, mentre minimizza la varianza delle specie. Poiché questo fattore è una combinazione lineare delle variabili ambientali, il suo coefficiente può essere facilmente interpretato per capire quale variabile contribuisca maggiormente alla discriminazione della nicchia ecologica.

BioMapper effettua prima l'analisi discriminante, individuando il fattore discriminante che può essere usato per definire una mappa discriminante, che mostra dove le condizioni ambientali che favoriscono o l'una o l'altra specie.

Nel nostro caso sono state utilizzate tutte le localizzazioni ottenute per ciascuna specie e le stesse variabili impiegate nella formulazione dei modelli. Il fattore discriminante ottenuto è stato utilizzato come una variabile integrativa su cui comparare le nicchie e per calcolare la loro sovrapposizione. Il *software* BioMapper permette di analizzare anche ciascuna variabile a turno e calcolare una serie di indici (Hurlbert, 1978).

In particolare sono stati scelti tre indici, uno per l'ampiezza della nicchia (Hurlbert's niche breadth index) e due per la sovrapposizione (Hurlbert's overlap index e Lloyd's asymmetric overlap index) (Hurlbert, 1978).

In termini dei modelli spaziali, così come formalizzato da Hutchinson (1958) e ampliato da Slobodkin (1962), Levins (1968) e MacArthur (1968) l'ampiezza della nicchia è la “distanza” lungo una particolare linea nello spazio della nicchia. In pratica ci si riferisce all'inverso della specializzazione ecologica, un termine utilizzato nel senso quantitativo, ossia una specie specializzata avrà un'ampiezza della nicchia ristretta.

L'ampiezza della nicchia, in termini matematici, uguaglia la frequenza di incontro intraspecifica riscontrata quando tutte le risorse utilizzate sono egualmente divise dalla frequenza intraspecifica incontrata attesa sulla base della distribuzione osservata.

L'indice di ampiezza della nicchia di Hurlbert viene calcolato con la seguente equazione:

$$B' = X^2 / [A \sum_i (x_i^2 / a_i)]$$

dove X è il totale degli individui della specie X

A è il totale delle risorse disponibili nell'area di studio

x_i è il numero di individui nella risorsa *i*-esima

a_i è l'abbondanza della risorsa *i*-esima

il coefficiente B' avrà valore compreso tra $1/n$, (quando solo una singola risorsa viene utilizzata), e 1 (quando ciascuna risorsa viene utilizzata in proporzione alla sua abbondanza). Da un lato ci sarà la specie estremamente specialista che utilizza solo una risorsa e ignora tutte le altre e dall'altro ci sarà la specie generalista perfetta che utilizza tutte le risorse senza nessuna preferenza, ossia disponibili in proporzione alla loro abbondanza.

La sovrapposizione di nicchia è semplicemente l'uso comune di una risorsa o più risorse, da parte di due o più specie; in altre parole, è la regione dello spazio (*sensu* Hutchinson 1958) condiviso da due o più specie. Può essere definita anche come il grado in cui la frequenza di incontro interspecifica è maggiore o minore di quella che si avrebbe se ogni specie utilizzasse ciascuna risorsa in proporzione alla sua abbondanza.

L'indice di sovrapposizione della nicchia di Hurlbert viene descritto dalla seguente equazione:

$$L = n \sum_i (p_{xi} p_{yi})$$

dove $p_{xi} = x_i / X$

e $p_{yi} = y_i / Y$

L assume un valore pari a zero (0) quando nessuna risorsa è condivisa dalle 2 specie, un valore pari a uno (1) quando entrambe le specie utilizzano le risorse in proporzione alla loro abbondanza, mentre un valore maggiore di uno (1) se ciascuna specie utilizza alcune risorse più intensamente di altre e la funzione di utilizzazione (o preferenza nel senso stretto della parola) delle due specie tende a coincidere.

La sovrapposizione di nicchia di solito non indica una reciprocità quantitativa. In pratica se due specie interagiscono, la specie X di solito condiziona la specie Y in maniera differente di quanto faccia la specie Y sulla specie X. Perciò per misurare la direzione della

sovrapposizione si utilizza l'indice della sovrapposizione asimmetrica di Lloyd (Hurlbert, 1978) descritto dalla seguente equazione:

$$Z_{x(y)} = \sum_i (x_i y_i / X)$$

dove X è il totale degli individui della specie X

x_i è il numero di individui della specie X nella risorsa *i*esima

y_i è il numero di individui della specie Y nella risorsa *i*esima

$Z_{x(y)}$ è la parte della nicchia di X, che è anche condivisa da Y. In altre parole la sovrapposizione della nicchia di Y sulla nicchia di X.

La misura reciproca $Z_{y(x)}$ viene calcolata in modo analogo.

5 RISULTATI

5.1 Campionamento notturno

I conteggi sono stati effettuati sempre a partire da un'ora dopo il tramonto per un tempo variabile, a seconda delle aree da indagare: in media i conteggi si sono protratti per 2h39' ore per uscita notturna (da un minimo di 4 minuti ad un massimo di 5h44' ore) e ciascun transetto è durato in media 1 ora (da un minimo di 4 minuti ad un massimo di 4h20' ore), per un totale di 204 ore di lavoro.

Nei due anni di ricerca sono stati percorsi 202 transetti, in 93 dei quali è stato effettuato almeno un avvistamento di *Lepus* sp.; sono stati esplorati un totale di 701,9 Km, comprendendo 130 transetti in aree a caccia vietata (per un totale di 431,6 Km) e 72 in aree libere (per un totale di 270,3 Km).

	N° transetti	Km	Km/trans media	N° trans <i>L.corsicanus</i> .	N° trans <i>L.europaeus</i>
Caccia vietata	130	431,6	3,3 ± 2,2	23	36
Caccia consentita	72	270,3	3,7 ± 2,2	17	30
Totali	202	701,9	3,4± 2,2	40	66

Tabella 8 – Numero di transetti percorsi suddivisi per aree protette e non e numero di lepri individuate per ogni specie

Durante l'attività di ricerca notturna sono stati individuati 278 individui appartenenti al genere *Lepus*, di cui 113 di Lepre italica e 165 lepri europee (Figura 24).

In particolare nelle aree escluse dall'attività venatoria sono state osservate 67 lepri italiane e 103 lepri europee; mentre sono state osservate 46 lepri italiane e 63 lepri europee nelle aree aperte alla caccia. Purtroppo non è stato possibile riconoscere la specie di 24 individui a causa di difficili condizioni di contattabilità (distanza dall'operatore eccessiva, condizioni metereologiche sfavorevoli, tipologia ambientale complessa o velocità dell'individuo in fuga) (Tabella 9).

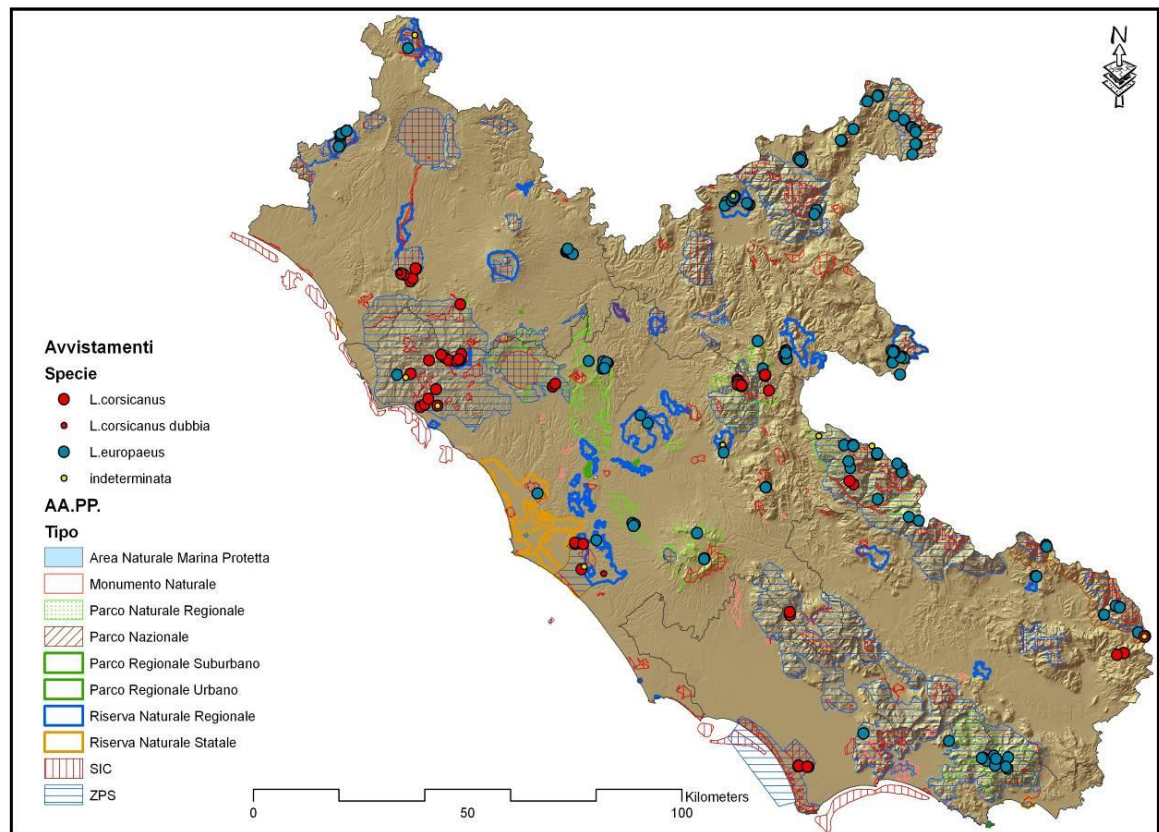


Figura 24 – Avvistamenti di *L. corsicanus* e *L. europaeus* tramite spot-lighting census.

Avvistamenti	<i>Lepus spp.</i>	<i>L. corsicanus</i>	<i>L. europaeus.</i>
Caccia vietata	170	67	103
Caccia consentita	108	46	62
Totali	278	113	165

Tabella 9 – Avvistamenti di lepri suddivisi per specie e per aree a caccia consentita o no.

Le analisi di abbondanza condotte sui dati ricavati dai censimenti notturni, hanno messo in luce che la Lepre europea è complessivamente maggiormente diffusa sul territorio regionale (se ci si basa sul numero di transetti positivi) ed in media più abbondante della Lepre italica (Figura 25) (dati utilizzati: tutti i transetti; t test per dati dipendenti dopo trasformazione logaritmica dei dati per normalizzare i valori di abbondanza chilometrica; $t = 2,54$ g.l. = 201, $P = 0,01$).

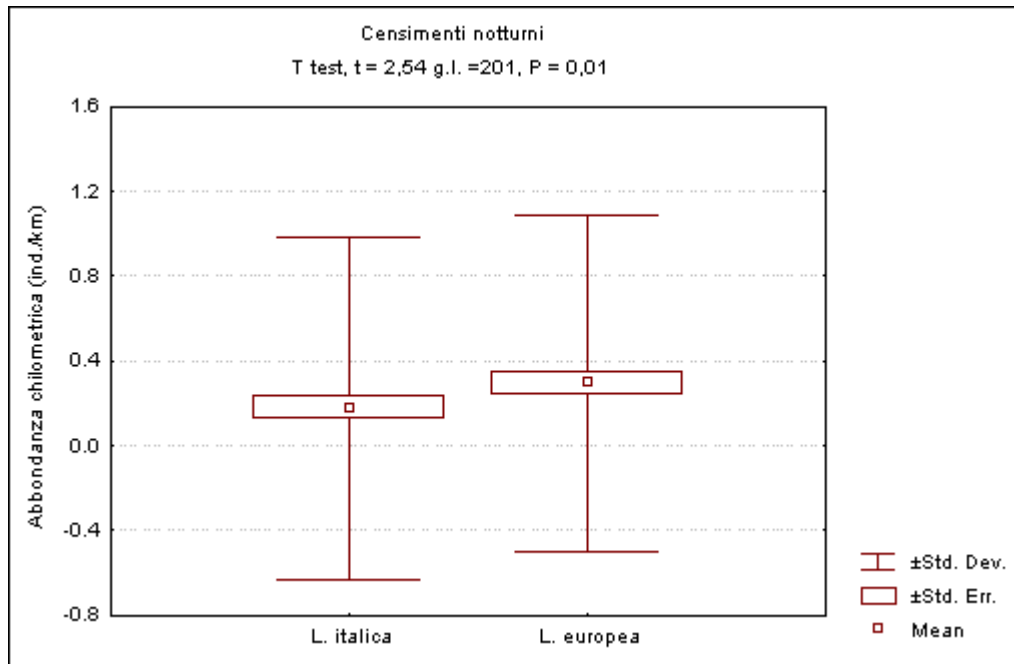


Figura 25 – Indice di abbondanza relativa rilevata nel corso dei campionamenti notturni.

Nei sei transetti in cui sono state rilevate entrambe le specie, le abbondanze chilometriche di Lepre italica e Lepre europea non sono risultate significativamente differenti (Wilcoxon test, T = 10, P = 0,91, n = 6).

	Caccia vietata	Caccia consentita	t	gl	p
	Tutti i transetti				
Lepre italica	0,23 (± 0,99)	0,08 (± 0,24)	1,07	200	0,29
Lepre europea	0,37 (± 0,92)	0,15 (± 0,43)	2,18	200	0,03
Lepus sp	0,65 (± 1,37)	0,29 (± 0,61)	2,35	200	0,02
	Transetti con avvistamenti di lepre				
Lepre italica	1,49 (± 2,16)	0,66 (± 0,26)	1,02	27	0,31
Lepre europea	1,07 (± 1,32)	0,61 (± 0,70)	1,79	61	0,08
Lepus sp	1,25 (± 1,70)	0,80 (± 0,80)	1,27	91	0,21

Tabella 10 – Significatività statistica del confronto tra aree a caccia aperta o vietata per l'abbondanza media (± DS) di Lepre italica, Lepre europea e Lepus sp.

Le analisi statistiche tra aree in cui è preclusa e aree in cui è consentita l'attività venatoria alla L. europea mostrano che gli individui del genere *Lepus* sono risultati più abbondanti nelle zone a caccia vietata (t = 2,35 gl 200, P = 0,02) (quest'ultimo risultato è stato confermato anche con test non parametrico = Mann-

Witney); in particolare *L. europaeus* è più abbondante nelle aree in cui la caccia è interdetta (dati utilizzati: tutti i transetti; t test per dati indipendenti dopo trasformazione logaritmica dei dati per normalizzare i valori di abbondanza chilometrica; $t = 2,18$ g.l.= 200, $P = 0,03$), mentre le differenze non sono risultate significative per la Lepre italiana ($t = 1,07$ gl 200, $P = 0,29$) (Tabella 10).

5.1.1 Relazioni con altre specie

Durante i conteggi notturni, compiuti nell'ambito del progetto regionale, sono state avvistate 19 specie potenzialmente predatrici o competitrici della Lepre italiana (Tabella 11).

Sebbene si tratta di un risultato preliminare è interessante notare che è stata evidenziata una correlazione negativa tra il numero di individui di volpe e di Lepre italiana osservati durante tali conteggi che sfiora la significatività statistica ($r = -0,18$, $t = 1,89$, $P = 0,06$).

Specie	N° di individui	Interazione
alocco	35	P
barbagianni	8	P
biacco	2	P
cane	4	P
capriolo	118	C
cervo	64	C
cinghiale	252	P, C
daino	118	C
gatto	70	P
faina	4	P
gheppio	2	P
gufo	7	P
istrice	88	C
lupo	14	P
martes spp	6	P
nutria	8	C
puzzola	2	P
tasso	10	P
volpe	639	P

Tabella 11 – Specie potenzialmente predatrici (P) o competitrici (C) della Lepre italiana osservate durante i conteggi notturni

Per la lepre europea e *Lepus* sp non si notano tendenze simili verso correlazioni significative.

Numerose osservazioni notturne di questo Canide in atteggiamento di caccia nei confronti della lepre, confermano la possibilità di una predazione attiva.

Tra le altre specie, merita sicuramente futuri approfondimenti la correlazione negativa statisticamente significativa tra il numero di individui di Cinghiale e di Lepre italiana osservati durante i conteggi notturni

($r = -0,37$, $t = 3,21$, $P = 0,002$) anche in considerazione della mancanza di simili correlazioni significative per la Lepre europea e *Lepus* sp.

Per quanto riguarda le relazioni con gli ungulati domestici, non si evidenziano differenze significative tra aree con o senza animali al pascolo né per *Lepus* sp né per la lepre europea né per la lepre italiana (Tabella 12).

	Pascolo assente	Pascolo presente	t	gl	p
Tutti i transetti					
Lepre italiana	0,19 ($\pm 1,00$)	0,15 ($\pm 0,50$)	0,32	189	0,75
Lepre europea	0,24 ($\pm 0,81$)	0,36 ($\pm 0,79$)	1,43	189	0.15
Lepus sp	0,46 ($\pm 1,30$)	0,60 ($\pm 1,02$)	1.69	189	0.09
Transetti con avvistamenti di lepre					
Lepre italiana	1,87 ($\pm 2,71$)	0,83 ($\pm 0,92$)	1,43	24	0.16
Lepre europea	0,90 ($\pm 1,36$)	0,99 ($\pm 1,05$)	0,63	58	0.53
Lepus sp	1,20 ($\pm 1,89$)	1,07 ($\pm 1,17$)	0,01	86	0,99

Tabella 12 – Significatività statistica del confronto tra aree con pascolo presente o assente per l'abbondanza media ($\pm DS$) di Lepre italiana, Lepre europea e *Lepus* sp.

Complessivamente i dati di segnalazioni di lepri (transetti, raccolta campioni fecali, avvistamenti casuali) raccolti evidenziano che la Lepre italiana e la Lepre europea hanno una distribuzione significativamente differente rispetto all'altitudine ($\chi^2_{20} = 315.9$ $P < 0.000001$) con la prima specie che risulta presente maggiormente a quote meno elevate (Figura 26).

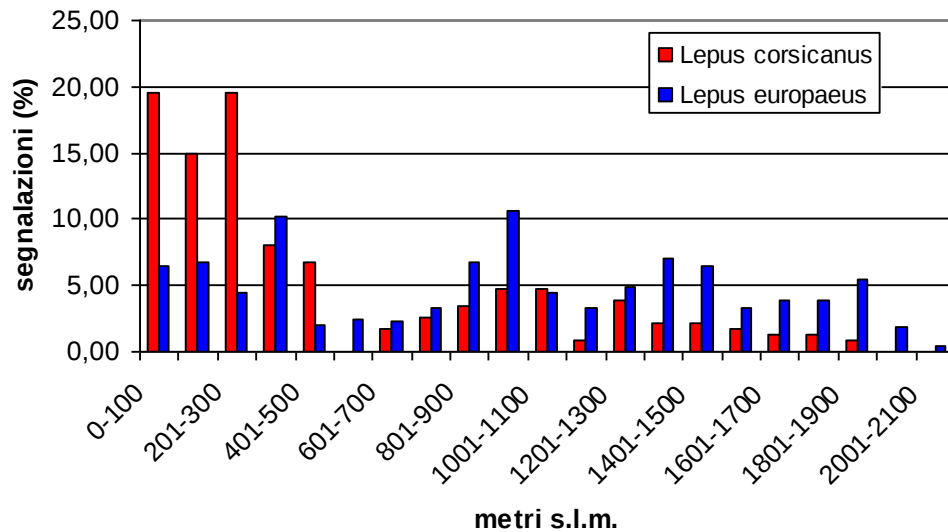


Figura 26 – Percentuale delle segnalazioni di Lepre italiana e Lepre europea in diverse fasce altitudinali.

5.2 Campionamento genetico

In definitiva sono stati percorsi 510 transetti a piedi per un totale di 212,6 km: i transetti negativi, in cui non si sono rinvenuti escrementi freschi di *Lepus*, sono stati 404 (159,5 km) e quelli positivi 106 (53,1 km). 173 transetti (74,1 km, 31 positivi per 16,1 km, 142 negativi per 58,0 km e 190 localizzazioni individuate) sono stati condotti in territorio precluso all'attività venatoria ed i restanti 337 transetti (138,5 km, 75 positivi per 37,0 km, 262 negativi per 101,5 km e 229 localizzazioni individuate) sono stati condotti in territorio non protetto (Tabella 13).

	caccia consentita	km	caccia vietata	km	totali	km
transetti	337	138,5	173	74,1	510	212,6
positivi	75	37,0	31	16,1	106	53,1
negativi	262	101,5	142	58,0	404	159,5
numero localizzazioni	229		190		419	

Tabella 13 – Transetti per la raccolta dei campioni fecali condotti nel territorio regionale.

Durante questa fase della ricerca sono stati raccolti 498 pallottole fecali di *Lepus* (270 campioni e 228 repliche); accanto ai campioni raccolti in transetti ne

sono stati raccolti altri 285 fuori transetti (113 campioni e 172 repliche), in aree anche non ricadenti nelle zone predefinite nella carta di base, ma raccolti durante uscite in campo in aree di particolare interesse.

Non tutti i campioni raccolti sono stati spediti al laboratorio di analisi, di 585 campioni 455 hanno dato risposta positiva all'estrazione del DNA (per un'efficienza dell'79,7%). Nel caso in cui siano state mandate più repliche (a causa di differenze evidenti, soprattutto nella grandezza, che potevano far supporre la presenza di feci appartenenti ad individui diversi) per ogni stazione in cui l'estrazione ha fornito lo stesso risultato (ossia la stessa specie) il risultato è stato considerato unico; quindi in totale sono stati riconosciuti 90 individui di *L. corsicanus*, 329 di *L. europaeus* (Tabella 14).

		caccia consentita	caccia vietata	totali
Numero stazioni	Punti casuali	140	182	322
	da transetti	793	355	1148
totali		933	537	1470
Numero localizzazioni attribuite	<i>L. italica</i>	56	34	90
	<i>L. europea</i>	173	156	329
totali		229	190	419

Tabella 14 – Numero delle stazioni effettuate e numero delle localizzazioni individuate suddivise in territorio con e senza attività venatoria.

5.3 Modelli di idoneità ambientale

5.3.1 Carte di idoneità ambientale

Lo scopo dei modelli di idoneità ambientale è quello di produrre delle mappe, dove sono rappresentate le aree dove possa essere maggiore la probabilità di trovare la specie in esame o dove essa possa sopravvivere più facilmente.

Nelle pagine seguenti vengono riportate le rappresentazioni grafiche dei modelli; in particolare oltre alla mappa vengono indicate, le aree protette, i siti Natura2000 e le localizzazioni delle specie, inoltre nel caso del modello lineare generalizzato (GLM) sono stati evidenziati anche le stazioni negative.

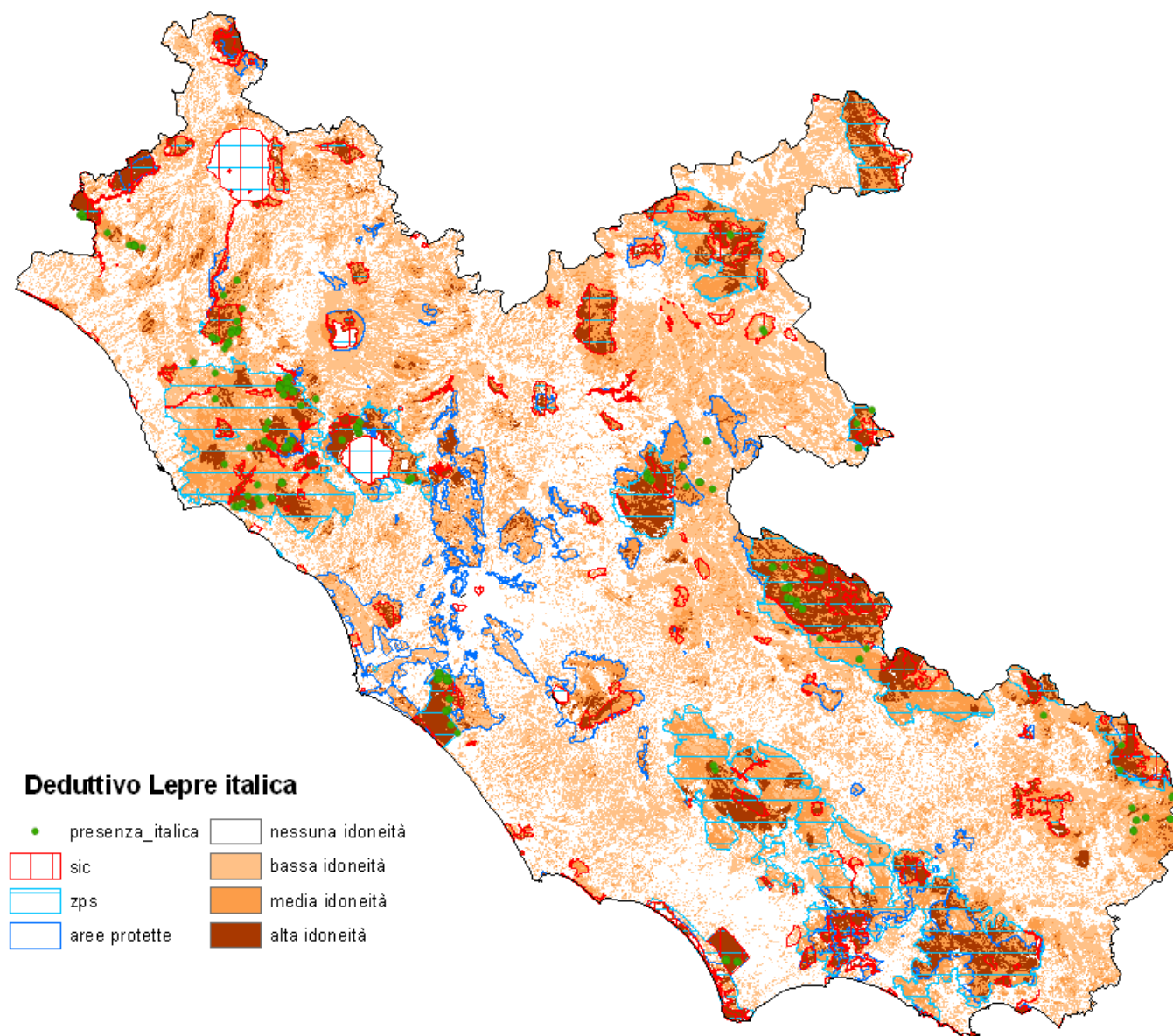


Figura 27 – Modello deduttivo per la Lepre italica.

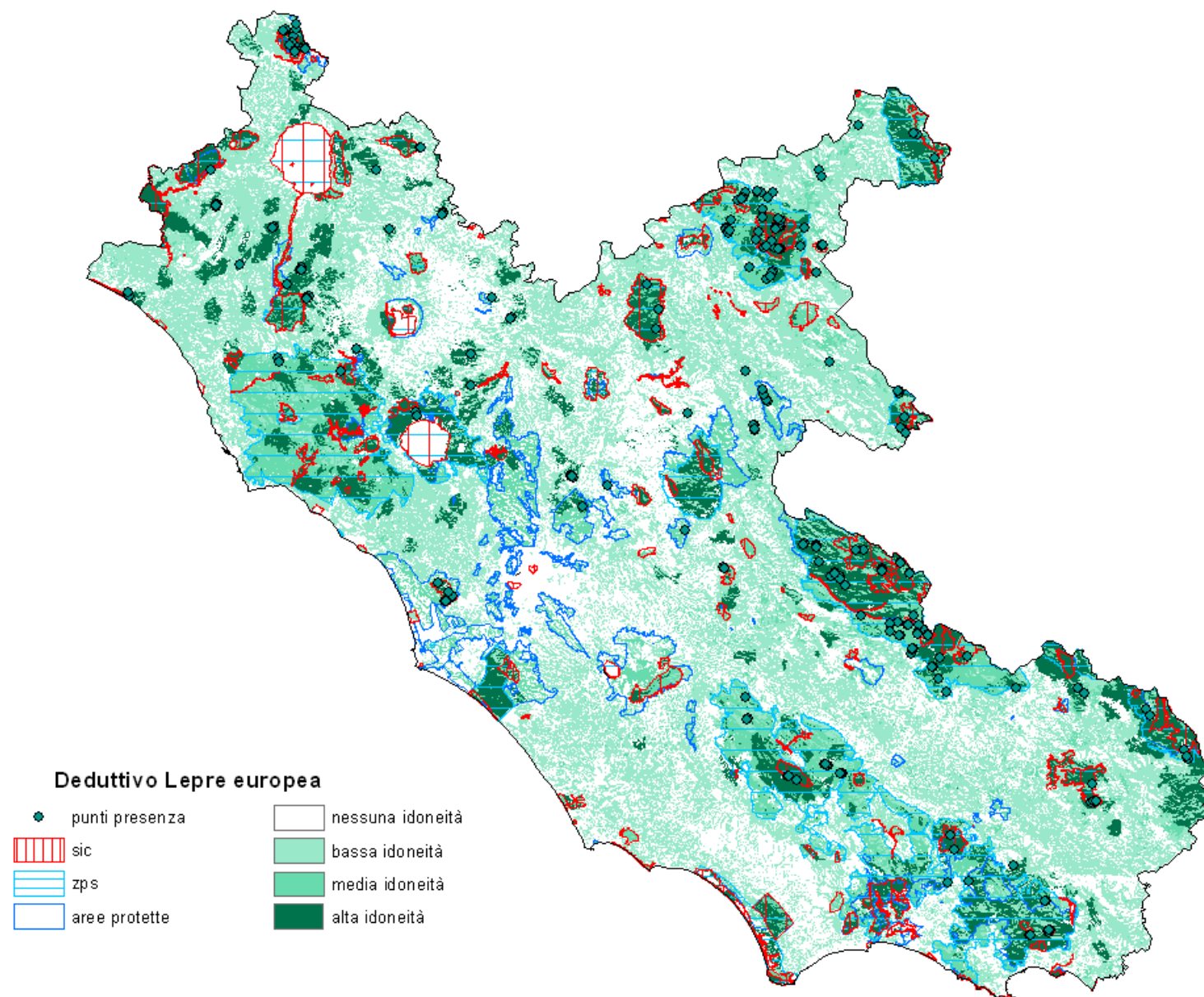


Figura 28 – Modello deduttivo per la Lepre europea.

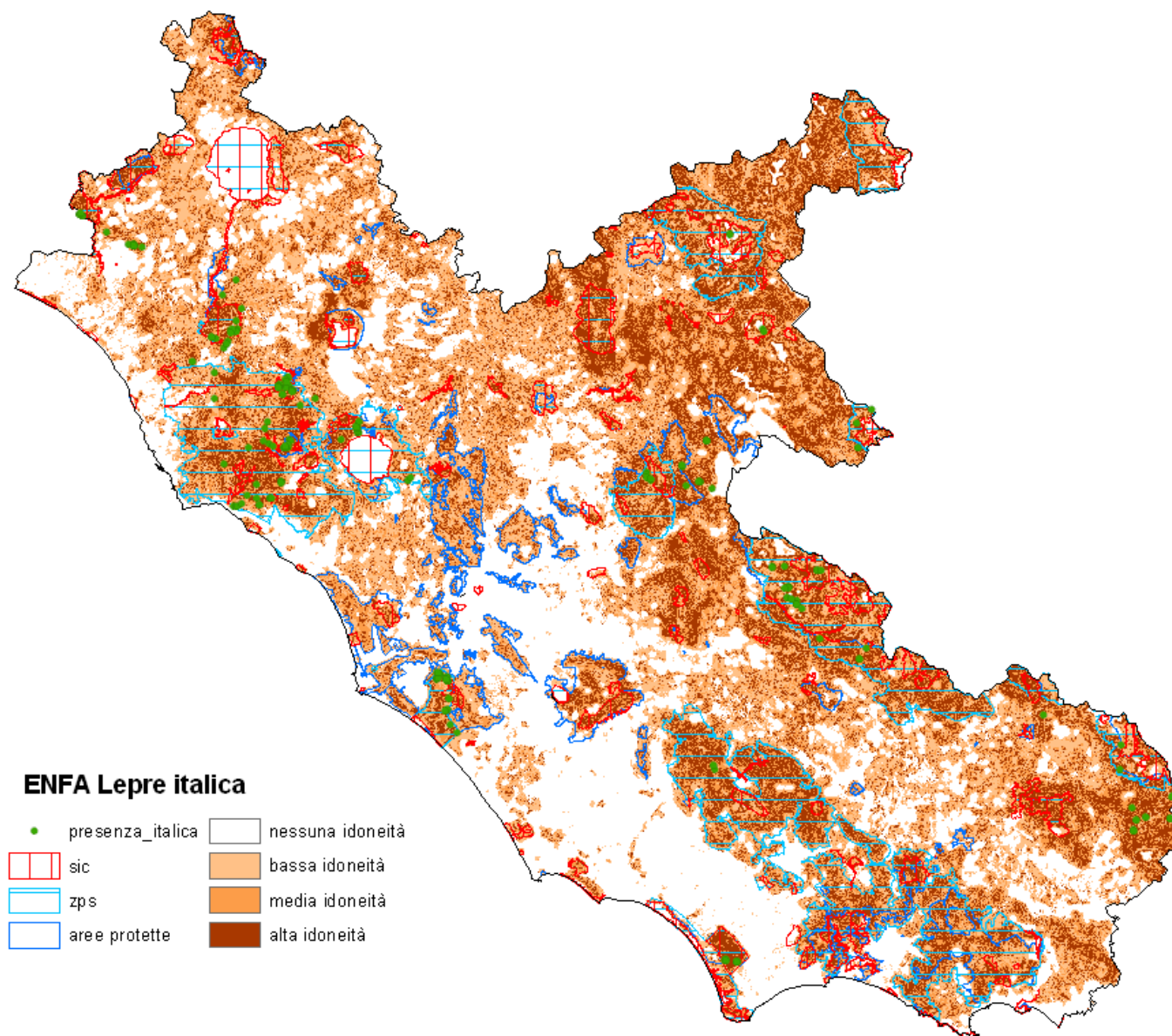


Figura 29 – Modello generato dall'ENFA per la Lepre italica.

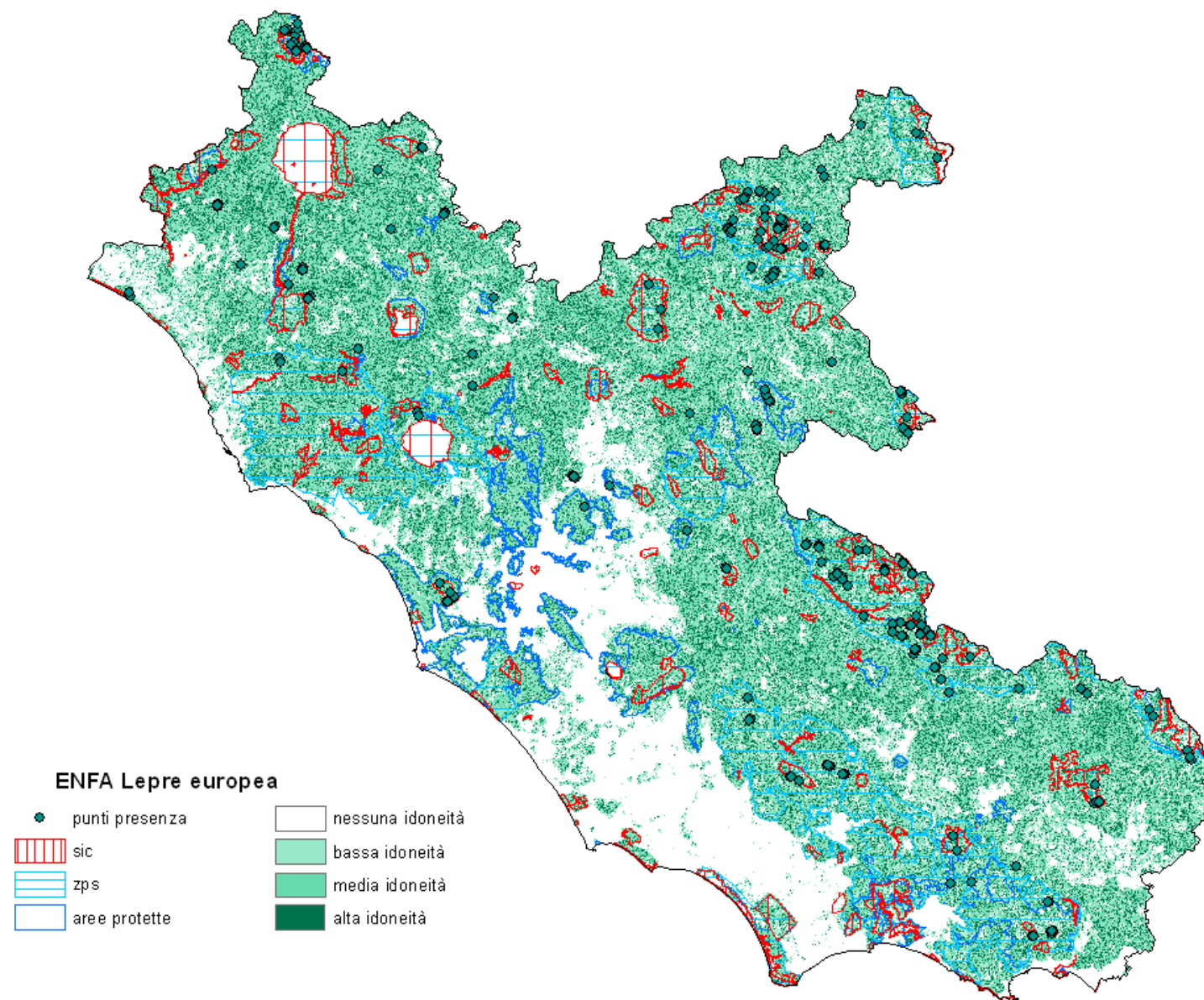


Figura 30 – Modello generato dall'ENFA per la Lepre europea.

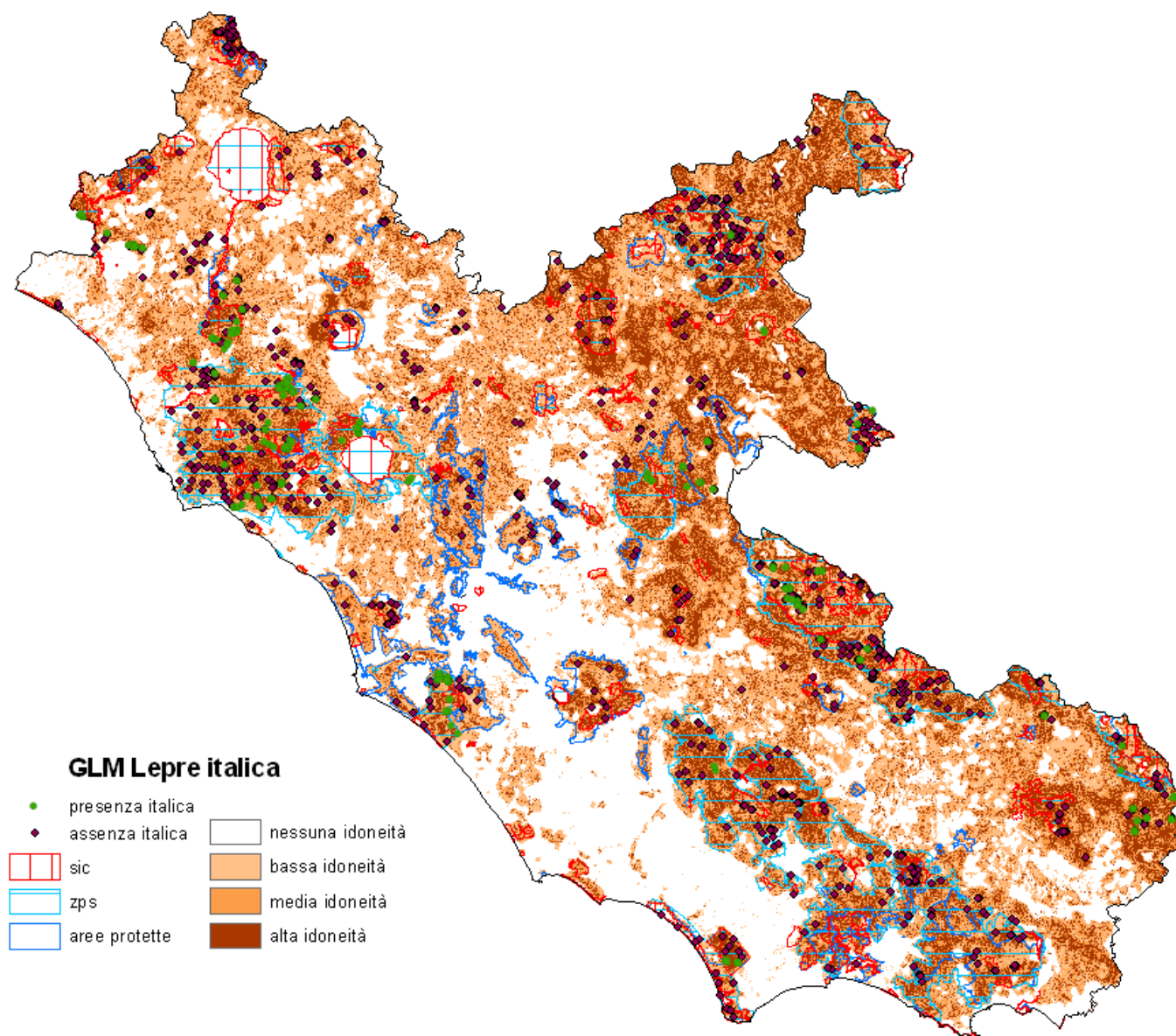


Figura 31 – Modello generato dal GLM per la Lepre italica.

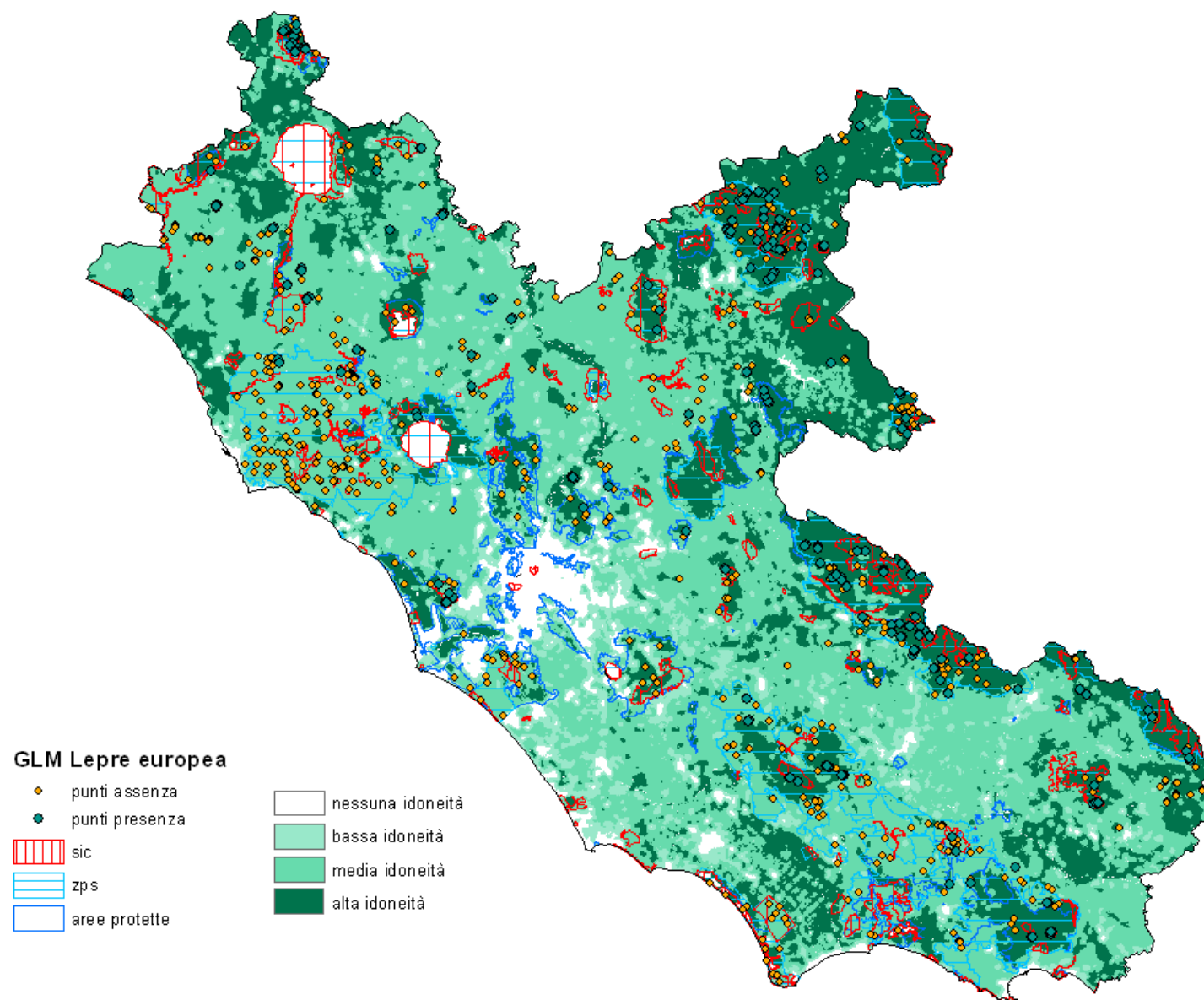


Figura 32 – Modello generato dal GLM per la Lepre europea.

5.3.2 Variabili ambientali evidenziate dalle analisi

Ogni modello ha evidenziato delle variabili ambientali differenti, ma nonostante ciò è possibile riscontrare un fattore denominatore comune.

Nella tabella 15 vengono riassunte le variabili più significative di ogni modello suddivise per le due specie. Nel caso delle lepre autoctona, si può notare una concordanza nell'importanza dei boschi di latifoglie (311) per tutti e tre i modelli; l'ENFA e il GLM individuano entrambi anche le aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321) e l'altitudine. Nel caso della Lepre europea la concordanza maggiore si ha ancora tra l'ENFA e il GLM, individuano infatti entrambi, l'altitudine, l'assenza di caccia, l'ambiente antropizzato e i seminativi in aree non irrigue (211).

Lepre italica			Lepre europea		
DEDUTTIVO	ENFA	GLM	DEDUTTIVO	ENFA	GLM
311	311	311	243	Altitudine	1
243	321	321	242	321	Altitudine
322	Altitudine	Altitudine	311	No caccia	No caccia
231	No caccia	313	321	1	211
313	211	243	322	211	Pendenze

Tabella 15 – Variabili evidenziate in ciascuna analisi suddivise per modello e per specie, i numeri fanno riferimento alla classe della cus.

5.3.2.1 Modello deduttivo

Nel caso del modello deduttivo nella Tabella 16 vengono riportati i valori medi di idoneità così come suggeriti dagli esperti. Come si può notare l'opinione degli specialisti ritiene che i fattori più importanti e in comune alle due specie siano le colture agrarie con spazi naturali importanti (243), i boschi di latifoglie (311), cespuglieti e arbusteti (322), mentre per la Lepre italica sono importanti anche le aree occupate da superfici a copertura erbacea densa (231), boschi misti di conifere e latifoglie (313), aree a vegetazione sclerofilla (323), mentre per la Lepre europea i sistemi culturali e particellari complessi (242) e le aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321).

Cus	Descrizione	L. italica	L. europea
1	Ambiente urbanizzato	0	0
221	Vigneti	1,5	1,5
222	Frutteti e frutti minori	2	1
223	Oliveti	1	1
224	Altre colture permanenti	0,5	1
231	Superfici a copertura erbacea densa	2,5	2
241	Colture temporanee associate a colture permanenti	1,5	2
242	Sistemi colturali e particellari complessi	2	2,5
243	Aree occupate da coltura agraria e di spazi naturali importanti	3	3
311	Boschi di latifoglie	3	2,5
312	Boschi di conifere	1,5	1,5
313	Boschi misti di conifere e latifoglie	2,5	2
321	Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota	2	2,5
322	Cespuglieti ed arbusteti	3	2,5
323	Aree a vegetazione sclerofilla	2,5	2
331	Spiagge, dune e sabbie	0,5	0,5
332	Rocce nude, falesie, affioramenti	0	0
333	Aree con vegetazione rada	0,5	1
334	Altre aree della classe 3 percorse da incendi	1	0
4	Ambiente umido	0	0
altitudine	0-100	2,5	2,5
	101-800	3	3
	801-900	2,5	2,5
	901-1200	2	2,5
	1201-1600	1,5	2
	1601-2000	0,5	1
	2001-2200	0	0,5
	2201-2300	0	0
esposizione	nord	1	1
	nord est	1,5	1,5
	est	2	2,5
	sud est	3	3
	sud	2,5	3
	sud ovest	2,5	2,5

	ovest	2	2,5
	nord ovest	1,5	1,5
	area non protetta	1	1
	area protetta	3	3
	ZRC (Zona di Ripopolamento e Cattura)	2,5	2,5
	ZRV (zone rispetto venatorio)	2,5	2,5
	AFV (Aziende Faunistico Venatorie)	2,5	2,5
	Oasi di Protezione	3	3
	ATC (Ambiti Territoriali di Caccia)	1,5	1,5
	SIC	2	2
	ZPS	2	2

Tabella 16 – Valori di idoneità per la Lepre italica e per la Lepre europea dati dalla media dei pareri degli esperti, i valori in grassetto sono quelli più elevati.

5.3.2.2 L'analisi fattoriale della nicchia ecologica (ENFA)

L'analisi delle relazioni tra le variabili ambientali e la presenza delle specie viene riassunta in una matrice di punteggi che contiene i contributi di ciascuna mappa delle EGV in ciascun fattore, i coefficienti danno un peso a ciascuna variabile e vengono utilizzati per calcolare la mappa di idoneità. La prima colonna della matrice indica il fattore di marginalità, le altre colonne, i fattori di specializzazione, le righe indicano i contributi di ciascuna variabile per ciascun fattore.

Più grande è il valore assoluto del coefficiente, più alto è il contributo della variabile alla marginalità; un valore positivo indica che la specie preferisce alti valori della variabile, un valore negativo indica che la specie preferisce bassi valori, quindi nel primo caso la variabile influenza positivamente la specie, nel secondo caso la influenza negativamente quindi la specie tenderà ad evitare tali variabili.

Le tre variabili che spiegano meglio la marginalità di *L. corsicanus* sono i boschi di latifoglie (311), aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321) e l'altitudine, ciò significa che la specie tende ad occupare aree i cui valori per tali variabili sono diversi dalla media regionale, il valore positivo indica che queste vengono preferite. I valori negativi delle variabili come l'ifi e il tessuto antropizzato indicano invece che la specie tende ad evitare tali ambienti. Il primo fattore di specializzazione indica che questa specie è particolarmente sensibile alle

colture permanenti (224) e alle colture temporanee associate a colture permanenti (241), anche il secondo fattore evidenzia il legame con le colture temporanee associate a colture permanenti (241) ma anche ai sistemi colturali e particellari complessi (242) (Tabella 17). Le percentuali riportate indicano l'ammontare della specializzazione spiegata da ciascun fattore, anche se il fattore di marginalità (FM) spiega comunque il 100% della marginalità. Quest'ultimo spiega molto bene la specializzazione (63%) indicando che l'ampiezza della nicchia della Lepre italica è particolarmente stretta per le variabili per cui il suo optimum è lontano dalle condizioni medie della regione.

	FM (63%)	FS1 (25%)	FS2 (11%)		FM (63%)	FS1 (25%)	FS2 (11%)
Altitudine	0,409	0	0	Cus 313	0,163	0	0
Cus 1	-0,204	0	0	Cus 321	0,442	0	0
Cus 211	-0,232	0	0	Cus 322	0,152	0	0
Cus 212	-0,176	0	0	Cus 323	-0,022	-0,001	0,001
Cus 221	-0,108	0	0	Cus 324	0,003	0	0
Cus 222	-0,112	0	0	Cus 331	-0,038	0	0
Cus 223	-0,193	0	0	Cus 332	-0,033	0	0
Cus 224	-0,056	0,799	0,462	Cus 333	0,032	0	0
Cus 231	-0,102	0	0	Cus 4	-0,015	0	0
Cus 241	-0,073	-0,602	0,635	Esposizione	0,076	0	0
Cus 242	-0,117	-0,009	-0,619	Ifi	-0,236	0	0
Cus 243	-0,105	0	0	No caccia	0,267	0	0
Cus 311	0,464	0	0	Pendenze	0,028	0	0
Cus 312	0,051	0	0				

Tabella 17 – Score matrix per la Lepre italica, la prima colonna indica la marginalità (FM), il segno positivo per quel fattore la specie preferisce località con valori più alti rispetto alla media della regione, il segno negativo, il contrario; mentre per i primi due fattori di specializzazione (FS1 e FS) i segni non hanno valore. Le variabili più importanti sono segnate in grassetto.

Le tre variabili che spiegano meglio la marginalità di *L. europeus* sono l'altitudine, le aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321) e l'assenza di caccia ciò significa che la specie tende ad occupare aree i cui valori per tali

variabili sono diversi dalla media regionale, il valore positivo indica che queste vengono preferite. Anche in questo caso i valori negativi di variabili come l'ifi e il tessuto antropizzato indicano che la specie tende ad evitarli. Il primo e il secondo fattore di specializzazione indicano che questa specie è particolarmente sensibile alle aree a vegetazione sclerofilla (323) e all'ambiente antropizzato (1) (Tabella 17). Le percentuali riportate indicano l'ammontare della specializzazione spiegata da ciascun fattore, anche se il fattore di marginalità (FM) spiega comunque il 100% della marginalità. Quest'ultimo spiega molto bene la specializzazione (71%) indicando che l'ampiezza della nicchia della Lepre europea è particolarmente stretta per le variabili per cui il suo optimum è lontano dalle condizioni medie della regione.

	FM (71%)	FS1 (19%)	FS2 (9%)		FM (71%)	FS1 (19%)	FS2 (9%)
Altitudine	0,583	-0,001	0,018	Cus 313	0,027	-0,001	-0,023
Cus 1	-0,178	0,086	-0,817	Cus 321	0,495	-0,001	-0,058
Cus 211	-0,160	-0,007	-0,155	Cus 322	0,074	-0,002	-0,058
Cus 212	-0,116	-0,002	-0,112	Cus 323	-0,017	-0,996	-0,999
Cus 221	-0,080	0,011	-0,268	Cus 324	-0,019	0,002	-0,021
Cus 222	-0,087	0,012	-0,337	Cus 331	-0,003	0,001	0,001
Cus 223	-0,127	-0,002	-0,065	Cus 332	0,118	0,001	-0,012
Cus 224	-0,04	0,003	-0,015	Cus 333	0,281	-0,001	-0,051
Cus 231	-0,085	-0,001	-0,02	Cus 4	-0,011	0,001	0,01
Cus 241	-0,048	0,006	0,065	Esposizione	0,051	-0,001	0,001
Cus 242	-0,062	-0,004	-0,251	Ifi	-0,214	0,001	-0,003
Cus 243	-0,047	0,001	-0,019	No caccia	0,330	0,001	0,001
Cus 311	0,151	-0,003	-0,164	Pendenze	0,103	0,001	0,001
Cus 312	0,078	-0,001	-0,023				

Tabella 18 – Score matrix per la Lepre europea la prima colonna indica la marginalità (FM), il segno positivo per quel fattore la specie preferisce località con valori più alti rispetto alla media della regione, il segno negativo, il contrario; mentre per i primi due fattori di specializzazione (FS1 e FS2) i segni non hanno valore. Le variabili più importanti sono segnate in grassetto.

Nella Tabella 19 sono riassunti i differenti parametri riguardanti l'ENFA. La varianza esplicitata dipende anche dal numero dei fattori utilizzati. Come si può notare in entrambi i casi sono stati individuati tre fattori in grado di spiegare il 99% della varianza. Il valore di marginalità globale indica la misura di quanto la media delle condizioni ambientali selezionate dalla specie sono diverse dalla media delle condizioni ambientali dell'intera area di studio, essendo maggiore di 1 (uno) significa che entrambe le specie necessitano di condizioni diverse da quelle della regione pertanto possiedono una nicchia ristretta. La tolleranza pari ad 0 (zero) sta ad indicare che entrambe le specie sono molto specializzate e/o esigenti.

	<i>L. corsicanus</i>	<i>L. europaeus</i>
Numero dei fattori	3	3
Varianza spiegata	99%	99%
Marginalità globale	1,34	1,03
Tolleranza	0	0

Tabella 19 – Parametri individuati dall'ENFA per le due specie.

5.3.2.3 Il modello lineare generalizzato (GLM)

Le variabili evidenziate per *L. corsicanus* così come i loro coefficienti si trovano nella Tabella 20. La procedura *step-wise* ha individuato 8 variabili ecogeografiche: i boschi di latifoglie (311), le aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321), l'altitudine, seminativi in aree non irrigue (211), i boschi misti di conifere e latifoglie (313), cespuglieti ed arbusteti (322), le aree occupate da coltura agraria e di spazi naturali importanti (243) e i boschi di conifere (312).

Le variabili evidenziate per *L. europaeus* così come i loro coefficienti si trovano nella Tabella 21. La procedura *step-wise* ha individuato 10 variabili ecogeografiche: l'altitudine, l'assenza di caccia, l'ambiente antropizzato (1), i seminativi in aree non irrigue (211), la pendenza, le rocce nude, falesie, affioramenti (332), seminativi in aree irrigue (212), cespuglieti ed arbusteti (322), sistemi culturali e particellari complessi (242), aree a vegetazione arborea e arbustiva in evoluzione (324).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-5.3703227	0.8521873	-6.302	2.94e-10 ***
Cus 311	0.0529709	0.0089922	4.667	3.05e-06 ***
Cus 321	0.0392209	0.0106416	3.686	0.000228 ***
Altitudine	-0.0008497	0.0002911	-2.919	0.003510 **
Cus 211	0.0180453	0.0109813	1.643	0.100327*
Cus 313	0.0419759	0.0116533	3.688	0.000226 ***
Cus 322	0.0289748	0.0114286	2.535	0.011236 *
Cus 243	0.2059367	0.0574366	-3.585	0.000336 ***
Cus 312	0.0350615	0.0221128	1.586	0.112835*

Tabella 20 – Variabili evidenziate dalla procedura step-wise del modello GLM per la Lepre italica (il numero degli * indica la significatività: 0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.179e-02	2.653e-02	3.083	0.002089 **
Altitudine	1.627e-04	2.279e-05	7.139	1.48e-12 ***
No caccia	7.411e-04	2.432e-04	3.047	0.002351 **
Cus 1	-1.084e-02	3.205e-03	-3.383	0.000735 ***
Cus 211	7.095e-04	5.003e-04	1.418	0.156388 *
Pendenza	-1.678e-04	5.436e-05	-3.086	0.002067 **
Cus 332	7.083e-03	3.677e-03	1.926	0.054274 *
Cus 212	2.140e-03	1.036e-03	2.066	0.039041 *
Cus 322	-1.192e-03	6.824e-04	-1.746	0.080960 *
Cus 242	5.659e-03	3.776e-03	1.499	0.134095 *
Cus 324	-4.285e-03	1.973e-03	-2.171	0.030081 *

Tabella 21 – Variabili evidenziate dalla procedura step-wise del modello GLM per la Lepre europea (il numero degli * indica la significatività: 0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*”).

5.3.3 Validazione dei modelli

I modelli elaborati sono stati in seguito validati, attraverso la *cross-validation*. I valori di idoneità sono stati riportati tra un valore compreso tra 1 e

100 e le mappe ottenute sono state trasformate in *.idrisi per poter essere letti da BioMapper4.

Dal confronto dell'Indice di Boyce (Tabella 22), ottenuto da ciascuna validazione si può vedere come nel caso della Lepre italica il modello deduttivo ha ottenuto i valori più bassi (0,6) mentre gli altri due modelli risultano maggiormente affidabili (0,81 e 0,73), nel caso della Lepre europea il modello deduttivo risulta essere scarsamente predittivo (0,4), l'ENFA mediamente predittivo (0,71) e il GLM altamente predittivo (0,94).

	Lepre italica			Lepre europea		
Modello	DEDUTTIVO	ENFA	GLM	DEDUTTIVO	ENFA	GLM
Indice di Boyce	0,62±0,19	0,81±0,21	0,73±0,11	0,40±0,11	0,71±0,22	0,94±0,12

Tabella 22 – Risultati della validazione per le tre analisi.

5.3.4 Confronto spaziale tra modelli

La sovrapposizione spaziale tra i modelli considerando le sole MAP, ossia le mappe di idoneità con valori > 70 hanno dati risultati differenti. Nel caso della Lepre italica la sovrapposizione spaziale tra l'ENFA e il GLM ha mostrato una concordanza solo del 5,2% sul totale delle celle, mentre nel caso della Lepre europea la concordanza è stata ancora più bassa, solo dello 0,7%, nonostante ciò il test di Wilcoxon non ha mostrato differenze significative nel confronto tra i due modelli (GLM-ENFA); $W = 243$, $p\text{-value} = 0.09687$ nel caso della Lepre italica nel confronto e $W = 77$, $p\text{-value} = 1$ nel caso della Lepre europea.

Le MAP individuate dall'ENFA sono circa 9 volte più grandi di quelle individuate dal GLM.

Nel caso della sovrapposizione tra le due specie i due modelli sono entrambi concordanti in quanto evidenziano una sovrapposizione del 2,1% delle celle nel caso dell'ENFA e del 2,3% nel caso del GLM.

5.4 Differenziazione della nicchia ecologica

L'indice dell'ampiezza della nicchia di Hurlbert, riferito al solo fattore discriminante (Tabella 25), indica che la Lepre italica ha una nicchia più ristretta ($B' = 0,342$) rispetto alla Lepre europea ($B' = 0,643$); pertanto la prima risulta essere più esigente della seconda. Se si considerano invece le singole variabili si può osservare come l'altitudine, le superfici a copertura erbacea densa (231), i sistemi particellari complessi (242), i seminativi in aree non irrigue (211), le aree interessate da incendi (334) e i boschi di conifere (313) sono quelle in cui c'è la maggiore differenza nell'ampiezza della nicchia, mentre è quasi nulla per i boschi di latifoglie (311) e le aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321).

	L. italica	L. europea		L. italica	L. europea
Fattore discriminante	0,342	0,643			
Altitudine	0,637	0,239	Cus 313	0,371	0,749
Cus 1	0,543	0,411	Cus 321	0,479	0,538
Cus 211	0,386	0,599	Cus 322	0,724	0,875
Cus 212	0,423	0,396	Cus 323	0,422	0,377
Cus 221	0,565	0,43	Cus 324	0,702	0,754
Cus 222	0,363	0,353	Cus 331	0,586	0,459
Cus 223	0,359	0,354	Cus 332	0,642	0,640
Cus 224	0,563	0,674	Cus 333	0,538	0,661
Cus 231	0,695	0,451	Cus 334	0,252	0,575
Cus 241	0,655	0,515	Cus 4	0,384	0,487
Cus 242	0,647	0,405	Esposizione	0,771	0,848
Cus 243	0,654	0,806	Ifi	0,649	0,643
Cus 311	0,804	0,815	Nocaccia	0,368	0,465
Cus 312	0,586	0,662	Pendenze	0,739	0,833

Tabella 23 – Indice dell'ampiezza della nicchia di Hurlbert calcolato sul fattore discriminante e sulle singole variabili considerate.

L'indice di sovrapposizione di Hulbert ($L = 1.209$) indica che ciascuna specie utilizza determinate risorse più intensamente di altre e che l'utilizzazione delle due specie tende a coincidere pertanto ciò potrebbe indicare un fenomeno di competizione interspecifica (Tabella 24). I valori più alti si registrano nel caso di assenza di caccia, nelle aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota (321), mentre il valore più basso si registra nei boschi misti di latifoglie e conifere (313).

Fattore discriminante	1,209		
Altitudine	1,625	Cus 313	1,072
Cus 1	1,641	Cus 321	1,753
Cus 211	0,999	Cus 322	1,076
Cus 212	1,712	Cus 323	1,222
Cus 221	1,647	Cus 324	1,209
Cus 222	1,543	Cus 331	1,039
Cus 223	1,607	Cus 332	1,017
Cus 224	1,180	Cus 333	0,853
Cus 231	1,085	Cus 334	1,239
Cus 241	1,193	Cus 4	1,641
Cus 242	1,172	Esposizione	1,045
Cus 243	1,245	Ifi	1,538
Cus 311	1,212	No-caccia	2,304
Cus 312	1,239	Pendenze	1,073

Tabella 24 – Indice di sovrapposizione della nicchia di Hurlbert calcolato sul fattore discriminante e sulle singole variabili considerate.

L'indice di sovrapposizione asimmetrico di Lloyd (Tabella 25) indica una sovrapposizione tra le nicchie delle due specie; ossia che la nicchia della Lepre italica si sovrappone ad una parte importante della nicchia della Lepre europea, mentre la sovrapposizione reciproca è più piccola ($Z_{ei} = 4.613$). In altre parole, $Z_{ie} = 11,532$ è la sovrapposizione della Lepre europea sulla nicchia della Lepre italica e allo stesso modo, $Z_{ei} = 4.613$ è la sovrapposizione della Lepre italica sulla nicchia della Lepre europea, ossia la Lepre europea si sovrappone alla nicchia

della Lepre italica, più di quanto la Lepre italica si sovrapponga a quella europea, quindi l'italica risente di più della presenza della Lepre europea. Se si considerano i singoli fattori, si può notare subito che i valori maggiori riscontrano nel caso dell'ifi, delle aree con assenza di caccia e sui boschi di latifoglie, per entrambe le specie, indicando quindi questi come possibili fattori su cui la sovrapposizione è maggiore.

	europea su italica	italica su europea		europea su italica	italica su europea
Fattore discriminante	11,532	4,613			
Altitudine	12,019	4,844	Cus 313	10,563	4,258
Cus 1	18,146	7,314	Cus 321	114,741	46,247
Cus 211	66,924	26,974	Cus 322	43,43	17,505
Cus 212	19,696	7,939	Cus 323	10,481	4,224
Cus 221	30,924	12,464	Cus 324	30,677	12,365
Cus 222	13,987	5,638	Cus 331	13,424	5,411
Cus 223	20,114	8,107	Cus 332	13,816	5,569
Cus 224	16,968	6,839	Cus 333	19,234	7,753
Cus 231	20,816	8,39	Cus 334	11,785	4,75
Cus 241	22,747	9,168	Cus 4	9,911	3,995
Cus 242	43,184	17,406	Esposizione	8,57	3,454
Cus 243	22,734	9,163	Ifi	234,487	94,513
Cus 311	131,696	53,082	No-caccia	185,108	74,61
Cus 312	16,785	6,765	Pendenze	35,722	14,398

Tabella 25 – Indice di sovrapposizione asimmetrico di Lloyd calcolato sul fattore discriminante e sulle singole variabili considerate.

6 DISCUSSIONE

6.1 Campionamento

I dati raccolti hanno evidenziato che la Lepre italica tende ad essere molto localizzata, formando nuclei di popolazioni abbastanza isolate e frammentate. La sua presenza in località come Castel Porziano, il Circeo circondate da territorio inadatto ne evidenzia la loro presenza come popolazioni relittuali.

I campionamenti notturni se da una parte richiedono un notevole sforzo organizzativo, di personale (almeno tre persone) e di mezzi (sono necessari fuoristrada) e sono legati alle condizioni atmosferiche e stagionali (pioggia, nebbia, riposo vegetativo), dall'altra assicurano una discriminazione certa tra le due specie, tranne in condizioni particolari (animale in corsa, nebbia, inesperienza dell'operatore). Il campionamento con i fari è un metodo che permette inoltre di ottenere indici di presenza, è possibile definire delle densità, ossia numero di individui osservati su superficie illuminata; gli indici chilometrici di abbondanza (IKA), ossia il numero di individui contati mediamente per chilometro di percorso; e se effettuati più volte durante l'anno, magari nel periodo pre-riproduttivo e in quello post-riproduttivo permettono di calcolare l'entità del successo riproduttivo. Tutte queste informazioni possono, infatti, concorrere a chiarire lo stato di salute delle popolazioni indagate e di conseguenza suggerire indicazioni di gestione faunistica.

I campionamenti genetici da una parte non riedono un notevole sforzo organizzativo di personale, in quanto è possibile svolgere una raccolta opportunistica o casuale e l'efficienza del riconoscimento specifico dei campioni di feci è incoraggiante (79%), ma dall'altra la difficoltà maggiore consiste nel reperire campioni freschi; più della metà dei transetti sono risultati negativi nonostante l'enorme sforzo di campo. Questa complicazione è solo in minima parte dovuta ad un'iniziale inesperienza dell'operatore (ossia la mancanza di una immagine di ricerca nei vari ambienti) ma piuttosto è da attribuire più all'assenza delle feci fresche. Lo sviluppo della tecnica genetica permetterà di effettuare degli studi più approfonditi a livello di variabilità all'interno delle popolazioni, supplendo così alle difficoltà riscontrate nella cattura manuale delle lepri.

I due tipi di campionamento hanno dato risultati complementari, in alcuni casi infatti non sono state trovate feci ma sono stati osservati individui durante il campionamento

notturno (es. Poligono Militare di Monteromano) in altri casi si è verificato l'opposto (es. Monte Cambio).

Pertanto le due tecniche dovrebbero essere utilizzate in maniera integrata, soprattutto su piccole aree e in caso di monitoraggio delle popolazioni potendo infatti fornire informazioni complementari.

Di volta in volta, in base alla disponibilità e agli obiettivi si potrebbe iniziare con l'una o con l'altra tecnica

6.2 Modelli ambientali

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di paragonare tre modelli di idoneità ambientale; un modello deduttivo, ossia basato sull'esperienza degli esperti, e due metodi statistici, uno basato sui dati di sola presenza (ENFA), l'altro su dati di presenza e di assenza (GLM).

Nonostante le variabili considerate e il tipo di dati utilizzato fosse lo stesso, ciascun modello ha fornito mappe differenti tra loro per lo meno dal punto di vista grafico (figg 27 - 32).

Il modello deduttivo ha però mostrato scarse capacità predittive ($B=0,6$ e $B=0,4$), ciò conferma la tendenza attuale ad essere poco utilizzato soprattutto per il fatto di essere basato su dati soggettivi (l'opinione dell'esperto).

I modelli statistici di idoneità si basano sulla relazione tra le componenti ambientali e la presenza delle specie, tutti i modelli hanno evidenziato le stesse variabili, mostrando quindi una concordanza su quelli che potrebbero essere i fattori in grado di influenzare la distribuzione delle specie nella regione e che potrebbero quindi avere un ruolo ecologico.

L'utilizzo delle MAP (Minima area predetta), basata sulla soglia del valore di idoneità di 70 ha permesso di confrontare spazialmente i modelli per verificarne la congruità. In particolare l'ENFA ha restituito una mappa circa 9 volte più ampia del GLM per entrambe le specie. Questi risultati sembrano confermare la tendenza dell'ENFA a sovrastimare la distribuzione delle specie (Zaniewski et al 2002, Engler et al. 2004), dovuta alla mancanza di dati di assenza. Al contrario il GLM, potrebbe aver generato dei modelli più restrittivi dell'ENFA a causa dell'eccessiva presenza di dati di assenza, nel nostro caso potrebbero essere state utilizzate delle false assenze (stazioni nulle) soprattutto a causa del tipo di

campionamento, non si è avuta infatti la possibilità di ripetere la raccolta dei pellet nella stessa area producendo in tal modo un numero eccessivo di dati assenza.

Comunque, sebbene siano state osservate grandi differenze sui valori delle MAP tra l'ENFA e il GLM, ciò non significa che un metodo sia più efficace dell'altro, inoltre le variabili riscontrate nei due modelli non sono statisticamente differenti ($p > 0,5$) indicando che i modelli non sono molto diversi tra loro (ENFA vs GLM).

Per quanto riguarda la validazione, si può notare che i modelli per la Lepre italica sono abbastanza concordi tra loro, ossia il modello descrive bene la distribuzione della specie nel territorio. Nel caso della Lepre europea la situazione è differente, il modello deduttivo è infatti, poco valido ($B = 0,4$), mentre il GLM lo è troppo ($B = 0,9$), valori troppo alti potrebbero indicare infatti, un modello “perfetto” ossia una sovrastima dell'area idonea, ne consegue che in pratica tutte le segnalazioni di presenza si trovano in ambiente idoneo.

Non bisogna però dimenticare che la migliore validazione del modello sarebbe quella di verificare sul campo la presenza delle specie laddove ciascuno di essi individua aree ad alta idoneità o l'assenza in caso contrario.

Un vantaggio cruciale dell'ENFA è, che non richiede dati di assenza, perché le segnalazioni sono confrontate con l'area di studio; ciò implica chiaramente che tali dati debbano essere ottenuti dalle distribuzioni attuali e da informazioni precise. Un'altra possibile spiegazione dell'apparente (ma non provata) perdita di accuratezza dell'ENFA potrebbe essere dovuta alla violazione dell'assunzione di normalità dei predittori come richiesto dal suo algoritmo, infatti molte variabili nella realtà non sono normalmente distribuite.

I GLM invece possono trattare con molti tipi di predittori (continui, binario, quantitativi, ordinali) ma hanno bisogno di dati di presenza e di assenza quest'ultimi però, spesso sono mancanti e quando disponibili, possono risultare inattendibili (nel caso di specie criptiche o scarsamente note) o insignificanti (nel caso di specie invadenti, o quelli che vivono in habitat frammentati dove alcune pezze sono divenute estinte). Il problema delle false assenze è da collegare sia alle caratteristiche biologiche sia al metodo di campionamento utilizzato.

Infine, sembrerebbe che le procedure che usano l'analisi di *stepwise* per selezionare EGV siano altamente sensibili all'algoritmo scelto, così come all'ordine di inserimento (Hirzel et al 2002). Di conseguenza sono necessarie molte prove per ottenere il “miglior modello” ed

è probabile che variabili che mostrano una relazione causale tra la presenza della specie focale siano perse nel processo, se altre EGVs presentano false correlazioni.

Hirzel e coll. (2001) sostengono che entrambi i metodi producono buone predizioni per una specie virtuale, ma che l'ENFA tende a sovrastimare scenari dove le specie non occupano ancora tutti gli habitat disponibili, mentre il GLM è più accurato nel caso in cui la specie tende ad utilizzare tutti gli habitat ottimali con alta probabilità, tutto ciò potrebbe essere meno probabile nel caso di specie molto rare e minacciate, che tendono invece ad occupare la maggior parte degli habitat potenziali, poiché sono state drasticamente ridotte e quindi occupano solo una piccola proporzione del loro territorio.

Comunque i risultati suggeriscono che le prestazioni dei modelli dipendono anche dal tipo di organismo che si sta studiando, dal tipo di variabili ambientali utilizzate e dalla finezza o e dall'estensione dell'area considerata.

6.3 Caratterizzazione della nicchia ecologica

L'applicazione della statistica alla biologia ha lo scopo di individuare relazioni specie-habitat non sempre chiare ed evidenti.

Le analisi fatte hanno evidenziato il riproporsi di alcune variabili più di altre individuando così quelle che descriverebbero meglio la nicchia ecologica delle specie.

In particolare, nel caso della *Lepus corsicanus* entrambi i modelli evidenziano che la frequenza di boschi di latifoglie, la frequenza delle aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota e l'altitudine sono fattori che caratterizzano la nicchia di questa specie. Questi dati confermano l'opinione degli esperti che ritengono che la lepre autoctona sia legata ad un alternarsi di ambienti boscati, dove la specie trova rifugio durante il giorno e ad ambienti più aperti dove si nutre.

Lo stesso si verifica anche nel caso della *Lepus europaeus* dove entrambi i modelli evidenziano un legame con l'altitudine, l'assenza di caccia e l'ambiente antropizzato. Il legame della Lepre europea ad aree in cui non si verifica la caccia, è evidenziato anche dal fatto che risulta più abbondante in tali aree.

Entrambe le specie mostrano di non gradire la presenza dell'uomo, ma preferiscono aree più naturali, così come evidenziato dai coefficienti di marginalità negativi dell'ifi e dell'ambiente antropizzato.

Se consideriamo i coefficienti di marginalità globale si può osservare che la Lepre italiana ha una nicchia più ristretta della Lepre europea ($Mg = 1,34$ contro $Mg = 1,03$).

Tale dato viene confermato anche dall'indice di Hulbert, infatti il minore valore ($H = 0,342$) indica che la specie autoctona ha una nicchia più ristretta rispetto alla lepre europea ($H = 0,643$). I valori simili riscontrati nel caso dei boschi di latifoglie e nelle aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota indicano una nicchia simile per queste variabili e infatti tale informazione viene ulteriormente confermata sia dell'indice di sovrapposizione di Hulbert che restituisce per tali variabili i valori più alti.

Questi stessi parametri si trovano di nuovo anche nell'indice di sovrapposizione asimmetrico di Lloyd, sono infatti le variabili su cui c'è la maggiore sovrapposizione di nicchia tra le due specie.

Il ripetersi di queste variabili in tutte queste analisi induce a pensare che siano davvero questi alcuni dei fattori che descrivono correttamente la nicchia ecologica delle specie.

La presenza di fattori comuni e concordi inducono a pensare una possibile competizione ecologica tra le specie.

Il problema è che la competizione interspecifica potrebbe avere conseguenze negative sulla Lepre italiana soprattutto nel caso si continui a perseverare con la pratica delle immissioni faunistiche a scopo venatorio sul territorio della regione (Trocchi e Riga 2005).

In almeno tre casi inoltre sono stati osservati dei comportamenti di aggressività della lepre europea sull'italica che potrebbero indicare degli atteggiamenti di competizione.

La sovrapposizione spaziale delle MAP tra le due specie per entrambi i modelli è di poco superiore al 2%, ciò significa che le aree potenzialmente idonee ad entrambe le specie sono in realtà ridotte. Tale sovrapposizione, riguardando solo le aree a maggior idoneità, non esclude però che nelle aree a idoneità più bassa o per l'una o per l'altra specie possano verificarsi dei fenomeni di esclusione competitiva tra le due specie.

Nonostante ciò i modelli presentati e le analisi effettuate non dimostrano la competizione. Studi sperimentali in campo nelle zone di simpatria tra la Lepre italiana e la Lepre europea sono necessari per determinare l'uso del micro-macrohabitat, del comportamento e delle abitudini alimentari per confermare il differente sfruttamento o la

competizione tra le due. Alcuni studi comportamentali ed esperimenti di rimozione mostrano che alcune specie di *Tamia* negli Stati Uniti occidentali si segregano in base al tipo di habitat e all'altitudine, e quindi sia attraverso limitazioni fisiologiche che attraverso l'esclusione competitiva, (Brown 1971, Chappell 1978). Similmente, la rimozione di una specie di topo campagnolo, il *Microtus pennsylvanicus*, da praterie mesiche nel Montana occidentale ha permesso al suo congenerico *Microtus montanus* di spostarsi nell'habitat liberato, mentre prima era limitato in habitat xerici adiacenti (Koplin e Hoffmann 1968). Murie (1971) ha documentato un comportamento aggressivo tra queste specie in laboratorio ed ha attribuito l'esclusione competitiva alla dominanza del *M. pennsylvanicus* sul *M. montanus*.

Nessun meccanismo così ovvio di dominanza competitiva della Lepre europea sulla Lepre italica è attualmente conosciuto; infatti non è stato tentato finora nessuno studio sperimentale, anche se sono stati osservati comportamenti di aggressivi della prima nei confronti della seconda. La specie più grande è, spesso, competitivamente dominante su quelle più piccole (Schoener 1983), e la lepre europea possiede una taglia mediamente maggiore dell'italica (Trocchi e Riga, 2005).

Anche le densità di popolazione possono influire sulle relazioni competitive (Stoecker 1972). Nessuno studio comparativo sulla dieta è stato condotto, e poco si conosce dell'uso del microhabitat soprattutto da parte delle specie endemica (Trocchi e Riga, 2005).

Inoltre non si può escludere che altre specie (mammiferi o altrimenti) possono competere con questi Lagomorfi, influenzando la loro macrodistribuzione; allo stesso modo, le distribuzioni geografiche di parassiti ignoti, specie mutualistiche o risorse di cibo non esaminati in questo lavoro possono avere ruoli critici nella loro distribuzione. Lavori di campo futuri dovrebbero esaminare tutti di questi fattori potenziali. Per il momento, mentre le analisi effettuate non sono sufficienti per dimostrare interazioni competitive, esse illustrano un metodo nuovo di esaminare i modelli geografici predettivi ed offrono ipotesi esplicite e direzionali che dovrebbero essere esaminate in indagini di campo future.

L'esistenza di uno shift ecologico tra le due specie è molto probabile ed è confermato dall'analisi discriminante e dagli indici di differenziazione della nicchia. Tutte queste evidenze potrebbero dipendere dalla differenza tra le popolazioni autoctone e le popolazioni introdotte, italica e europea, rispettivamente. Infatti, le popolazioni quest'ultima potrebbero

derivare da introduzione recenti a fini venatori e quindi non completamente adattate ad un ambiente diverso, come già citato in letteratura (Galende e Raffaele 2008; Bertolino al. 2007; Fulgione et al.2009).

In ultimo i nostri risultati suggeriscono che i modelli predittivi della distribuzione delle specie dovrebbero essere interpretate nel contesto di modelli per specie strettamente connesse o ecologicamente simili, considerando le restrizioni che possono originarsi sulla distribuzione reale della specie analizzate.

7 CONCLUSIONI

Il lavoro svolto ha permesso di aumentare le conoscenze sulla Lepre italica, sulla sua distribuzione e ha permesso di accertare la presenza in aree dove era dubbia (Monti Lepini) e individuare nuove zone (Monte Terminillo).

Le due tecniche di campionamento, notturno e genetico, sono due metodi che devono essere utilizzati in misura complementare, soprattutto su piccole aree, e non possono sostituirsi tra loro, infatti, l'assenza di individui durante la notte o l'assenza di feci non indicano che la specie sia veramente assente, come si è in realtà verificato (es. Monte Terminillo, Poligono Militare di Monte Romano), ma piuttosto al contesto del campionamento.

Per quanto riguarda i modelli di idoneità ambientale si può affermare che nonostante le differenti metodologie e le differenti mappe individuate, i due modelli statistici sono concordanti sulle variabili che influenzano maggiormente la distribuzione delle specie, anche se lo sono molto meno sull'ampiezza dell'area idonea, in particolare l'ENFA tende a sovrastimare l'area idonea rispetto al GLM.

L'analisi della nicchia, ha evidenziato una possibile competizione ecologica tra le due specie di lepri, ipotesi che necessita di ulteriori approfondimenti e studio sul campo adeguati. La teoria che se confermata, dovrebbe avere degli effetti diretti sulla gestione venatoria della Lepre europea.

In pratica, non è possibile stabilire quale sia il modello migliore, la scelta dell'applicazione è infatti, legata alla quantità e alla qualità dei dati che si hanno a disposizione.

Pertanto è importante evidenziare che i modelli ecologici per quanto siano spesso utilizzati anche nella gestione ambientale, vadano in realtà ridimensionati poiché analisi statistiche differenti possono fornire interpretazioni diverse. Inoltre dovrebbero essere interpretate nel contesto in cui sono stati prodotti, considerando le restrizioni che possono originarsi sulla distribuzione reale della specie analizzate.

8 Appendice

LEGENDA della CARTA dell'USO del SUOLO della REGIONE LAZIO

1.1.Insediamiento residenziale

1.1.1.Insediamiento continuo.

Spazi strutturati dagli edifici e dalla viabilità. Gli edifici la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente occupano più dell'80% delle superficie totale. La vegetazione non lineare e il suolo nudo rappresentano l'eccezione.

1.1.1.Tessuto residenziale continuo e denso.

La maggior parte degli edifici, oltre il 50% della superficie coperta, è costituita da strutture superiori ai 3 piani o 10 metri di altezza.

1.1.1.2 Tessuto residenziale continuo mediamente denso.

La maggior parte degli edifici (oltre il 50 % della superficie coperta) non raggiunge i 3 piani o i 10 metri di altezza.

1.1.2. Insediamiento discontinuo.

Spazi caratterizzati dalla presenza significativa di edifici. Gli edifici, la viabilità e le superfici a copertura artificiale coesistono con superfici coperte da vegetazione e con suolo nudo, che occupano in maniera discontinua aree non trascurabili. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono dal 10% all'80% della superficie totale.

1.1.2.1. Tessuto residenziale discontinuo.

Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono dal 50% all'80% della superficie totale.

1.1.2.2. Tessuto residenziale rado e nucleiforme

Superfici occupate da costruzioni residenziali distinte ma raggruppate in nuclei che formano zone insediative di tipo diffuso a carattere estensivo. Gli edifici, la viabilità e le superfici

coperte artificialmente coprono meno del 50% e più del 30% della superficie totale dell'unità cartografata. Devono risultare evidenti forme di lottizzazione nell'area individuata.

1.1.2.3. Tessuto residenziale sparso

Superfici occupate da costruzioni residenziali isolate che formano zone insediative disperse negli spazi seminaturali o agricoli. Gli edifici, la viabilità e le superfici coperte artificialmente coprono meno del 30% e più del 10% della superficie totale dell'unità cartografata.

1.2. Insediamento produttivo, dei servizi generali pubblici e privati, delle reti e delle aree infrastrutturali.

1.2.1. Insediamento industriale, commerciale e dei grandi impianti di servizi pubblici e privati.

Aree a copertura artificiale (in cemento asfaltate o stabilizzate: per esempio terra battuta) senza vegetazione che occupano la maggior parte del terreno (più del 50% della superficie). La zona comprende anche edifici e/o aree con vegetazione. Insieme di aree superiori a 1 ettaro con gli spazi associati (muri di cinta, parcheggi, depositi ecc.).

1.2.1.1. Insediamento industriale o artigianale con spazi annessi.

1.2.1.2 Insediamento commerciale.

Comprende le aree adibite ai servizi commerciali all'ingrosso o al dettaglio, inclusi gli spazi annessi. Non sono compresi i grandi magazzini integrati in edifici di abitazione. Vanno comprese le aree adibite a servizi alberghieri e di ristoro.

1.2.1.3. Insediamento dei grandi impianti di servizi pubblici e privati.

Comprende strutture scolastiche dei vari ordini e gradi, tribunali, uffici, prigioni, luoghi di culto etc...che da soli o in associazione occupino più di 1 ha di superficie. Devono risultare inclusi gli spazi annessi (parcheggi, viabilità, verde di arredo).

1.2.1.4. Insediamenti ospedalieri

Comprende strutture che da sole o in associazione occupino più di 1 ha di superficie. Devono risultare inclusi gli spazi annessi (parcheggi, viabilità, verde di arredo).

1.2.1.5. Insediamenti degli impianti tecnologici

Comprende gli impianti di smaltimento rifiuti (escluse le discariche 1.3.2.1) ed inceneritori, depurazione delle acque etc... e che da soli o in associazione occupino più di 0,5 ha di superficie. Devono risultare inclusi gli spazi annessi (parcheggi, viabilità, verde di arredo).

1.2.2. Reti ed aree infrastrutturali stradali e ferroviarie e spazi accessori, aree per grandi impianti di smistamento merci, reti ed aree per la distribuzione idrica e la produzione e il trasporto dell'energia

1.2.2.1. Reti stradali e spazi accessori (svincoli, stazioni di servizio, aree di parcheggio ecc).

Larghezza minima da considerare: 20 m.

1.2.2.2. Reti ferroviarie comprese le superfici annesse (stazioni, smistamenti, depositi, terrapieni ecc.); reti ferroviarie più larghe di 20 m. anche all'interno dell'insediamento urbano.

1.2.2.3. Grandi impianti di concentramento e smistamento merci (interporti e simili).

1.2.2.4. Aree per impianti delle telecomunicazioni.

Insedimento di antenne, ripetitori, ponti radio, trasmettitori concentrati in numero superiore a due e con spazi di servizio annessi. Superficie minima da considerare 0,5 ha.

1.2.2.5. Reti ed aree per la distribuzione, la produzione e il trasporto dell'energia (elettrodotti, metanodotti etc) comprese le centrali, raffinerie, sottostazioni di distribuzione e depositi di carburante.

Larghezza minima da considerare per le reti : m. 20

1.2.2.6. Reti ed aree per la distribuzione idrica comprese gli impianti di captazione, serbatoi e stazioni di pompaggio.

Larghezza minima da considerare per le reti : m. 20

1.2.3 Aree portuali

Infrastrutture delle zone portuali compresi i raccordi ferroviari, i cantieri navali, porti da diporto e i porti-canali. Se i moli e le dighe foranee hanno meno di 20 m di larghezza la superficie dei bacini (d'acqua dolce o salata) delimitata dagli stessi è da comprendere nella superficie minima di 1 ettaro.

1.2.4. Aree aeroportuali ed eliporti

Infrastrutture degli aeroporti di eliporti, piste, edifici e superfici associate. Sono da considerare solo le superfici che sono interessate dall'attività aeroportuale (anche se alcune parti di queste sono utilizzate occasionalmente per agricoltura-foraggio). Superfici di norma delimitate da recinzioni o strade. Sono compresi i piccoli aeroporti da turismo e gli eliporti, purché dotati di strutture stabili di servizio.

1.3 Aree estrattive, cantieri, discariche e terreni artefatti e abbandonati.

1.3.1. Aree estrattive.

Estrazione di materiali inerti a cielo aperto, anche in alveo (cave di sabbia, ghiaia e di pietra) o di altri materiali (miniere a cielo aperto). Sono qui compresi gli edifici e le installazioni industriali associate oltre a superfici pertinenti a cave o miniere abbandonate e non recuperate.

1.3.2. Discariche e depositi di rottami.

1.3.2.1 Discariche e depositi di cave, miniere, industrie e collettività pubbliche di superficie maggiore di 0,5 ha. Per i depositi sono compresi gli edifici e le installazioni industriali associate ed altre superfici di pertinenza.

1.3.2.2 Depositi di rottami a cielo aperto, cimiteri di autoveicoli.

1.3.3. Cantieri.

Spazi in costruzione, scavi e suoli rimaneggiati.

1.3.3.1. Cantieri e spazi in costruzione e scavi Sono qui comprese le aree di norma circoscritte dalle recinzioni

1.3.3.2. Suoli rimaneggiati e artefatti

Aree per lo più nude e/o improduttive di origine antropica, soggette ad attività temporanee e improprie (ad esempio attività sportive o di ricreazione occasionali e non organizzate) diverse da quelle individuate al punto 1.4.2) o in abbandono, in attesa di destinazione diversa e stabile

1.4. Aree verdi urbanizzate

1.4.1. Aree verdi urbane

Spazi ricoperti da vegetazione compresi nel tessuto urbano Ne fanno parte parchi urbani di varia natura (ville comunali, giardini pubblici e privati, compresi gli edifici e i manufatti interni al perimetro).

1.4.2. Aree ricreative e sportive.

Aree utilizzate per campeggi, attività sportive, parchi di divertimento ecc. con l'gli impianti e le strutture di servizio annesse. .N.B. Sono escluse le piste da sci da classificare di norma come 2.3.1. e 3.2.1.

1.4.2.1. Campeggi, strutture turistiche ricettive a bungalows o simili.

1.4.2.2. Aree sportive (Calcio, atletica, tennis, ippodromi, golf ecc.).

1.4.2.3. Parchi di divertimento (Aquapark, Zoosafari e simili).

1.4.2.4. Aree archeologiche, limitatamente a quelle aperte al pubblico o individuate in elenchi appositamente forniti dall'Amministrazione competente.

1.4.3. Cimiteri.

2. SUPERFICI AGRICOLE UTILIZZATE. Ambiente coltivato.

Comprendono gli edifici sparsi e i relativi annessi, quando non classificabili nella 1.1.2.3. perché di estensione inferiore all'unità cartografabile.

2.1. Seminativi.

Superfici coltivate regolarmente arate e generalmente sottoposte ad un sistema di rotazione. (Cereali, leguminose in pieno campo, colture foraggere, prati temporanei, coltivazioni industriali erbacee, radici commestibili e maggesi).

2.1.1. Seminativi in aree non irrigue.

Sono da considerare perimetri non irrigui quelli dove non siano individuabili per fotointerpretazione canali o strutture di pompaggio. Vi sono inclusi i seminativi semplici, compresi gli impianti per la produzione di piante medicinali, aromatiche e culinarie e le colture foraggere (prati artificiali), ma non i prati stabili

2.1.1.1. Seminativi semplici in aree non irrigue.

2.1.1.2. Vivai in aree non irrigue.

2.1.1.3. Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree non irrigue. 6

2.1.2. Seminativi in aree irrigue.

Colture irrigate stabilmente e periodicamente grazie a un'infrastruttura permanente (Canale d'irrigazione, rete di drenaggio, impianto di prelievo e pompaggio di acque). La maggior parte di queste colture non potrebbe realizzarsi senza l'apporto artificiale di acqua. Non vi sono comprese le superfici irrigate sporadicamente.

2.1.2.1. Seminativi semplici in aree irrigue.

2.1.2.2. Vivai in aree irrigue.

2.1.2.3. Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree irrigue.

2.2. Colture permanenti.

Colture non soggette a rotazione che forniscono più raccolti e che occupano il terreno per un lungo periodo prima dello scasso e della ripiantatura: si tratta per lo più di colture legnose. Sono esclusi i prati, i pascoli e le foreste.

2.2.1. Vigneti.

Superfici piantate a vite.

2.2.2. Frutteti e frutti minori.

Impianti di alberi o arbusti fruttiferi. Colture pure o miste di specie produttrici di frutta o alberi da frutto in associazione con superfici stabilmente erbate. I frutteti con presenza di diverse associazione di alberi sono da includere in questa classe. Sono compresi i nocciuoli da frutto.

2.2.3 Oliveti.

Superfici piantate a olivo, comprese particelle a coltura mista di olivo e vite, con prevalenza dell'olivo.

2.2.4. Altre colture permanenti.

2.2.4.1. Arboricoltura da legno.

Superfici piantate con alberi di specie forestali a rapido accrescimento per la produzione di legno o destinate a produzioni diverse, ma soggette a operazioni colturali di tipo agricolo.

2.2.4.1.1. Pioppeti, saliceti, altre latifoglie .

2.2.4.1.2. Conifere a rapido accrescimento.

2.2.4.2. Castagneti da frutto

ai sensi della L.R. 24/98 è considerato “bosco” a tutti gli effetti.

2.2.4.3. Altre colture (ad esempio Eucalipti da frasca ornamentale).

2.3. Prati stabili (Foraggiere permanenti)

2.3.1. Superfici a copertura erbacea densa a composizione floristica rappresentata principalmente da graminacee non soggette a rotazione.

Sono per lo più pascolate, ma il foraggio può essere raccolto meccanicamente. Ne fanno parte i prati permanenti e le marcite. Sono comprese inoltre aree con siepi. Le colture foraggiere (prati artificiali inclusi in brevi rotazioni) sono da classificare come seminativi (2.1.1.)

2.4. Zone agricole eterogenee.

Aree con presenza di almeno tre differenti classi d'uso

2.4.1. Colture temporanee associate a colture permanenti.

Colture temporanee (seminativo o foraggiere) in associazione con colture permanenti sulla stessa superficie. Vi sono comprese aree miste, ma non associate, di colture temporanee e permanenti quando queste ultime coprono meno del 25% della superficie totale.

2.4.2. Sistemi colturali e particellari complessi.

Mosaico di appezzamenti singolarmente non cartografabili con varie colture temporanee, prati stabili e colture permanenti occupanti ciascuno meno del 50% della superficie dell'elemento cartografato.

2.4.3. Aree prevalentemente occupate da coltura agrarie con presenza di spazi naturali importanti.

Le colture agrarie occupano più del 25% e meno del 75% della superficie totale dell'elemento cartografato.

2.4.4. Aree agroforestali.

Colture temporanee o pascoli sotto copertura arborea di specie forestali inferiore al 10%

3. SUPERFICI BOScate ED ALTRI AMBIENTI SEMINATURALI.

3.1. Aree boscate.

Aree con copertura arborea costituita da specie forestali a densità superiore al 10%.

3.1.1. Boschi di latifoglie.

Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi, ma anche da cespugli e arbusti, nelle quali dominano le specie forestali latifoglie. La superficie a latifoglie deve costituire almeno il 75% della componente arborea forestale, altrimenti è da classificare bosco misto di conifere e latifoglie (3.1.3). Sono compresi in tale classe anche le formazioni boschive ripariali

3.1.2. Boschi di conifere.

Formazioni vegetali costituite principalmente da alberi, ma anche da cespugli ed arbusti, nelle quali dominano le specie forestali conifere. La superficie a conifere deve costituire almeno il 75% della componente arborea forestale, altrimenti è da classificare bosco misto di conifere e latifoglie (3.1.3).

3.1.3. Boschi misti di conifere e latifoglie.

Formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi, ma anche da cespugli ed arbusti, dove né le latifoglie, né le conifere superano il 75% della componente arborea forestale.

3.2. Ambienti caratterizzati da copertura vegetale prevalentemente arbustiva e/o erbacea in evoluzione naturale.

3.2.1. Aree a pascolo naturale e praterie di alta quota.

Aree foraggere a bassa produttività. Sono spesso situate in zone accidentate e/o montane. Sulle aree interessate dalla classe non sono di norma presenti limiti di particelle (siepi, muri, recinti), intesi a circoscriverne e localizzarne l'uso.

3.2.2. Cespuglieti e arbusteti.

Formazioni vegetali basse e chiuse, stabili, composte principalmente di cespugli, arbusti e piante erbacee (eriche, rovi, ginestre ecc.).

3.2.3. Aree a vegetazione sclerofilla.

Ne fanno parte la macchia mediterranea e le garighe.

Macchia mediterranea: associazioni vegetali dense composte da numerose specie arbustive, ma anche arboree in prevalenza a foglia persistente, in ambiente mediterraneo. Garighe: associazioni cespugliose basse e discontinue su substrato calcareo o siliceo. Sono spesso composte da corbezzolo, lavanda, cisti, timo ecc. Possono essere presenti rari alberi isolati.

3.2.4. Aree a vegetazione arborea e arbustiva in evoluzione.

Vegetazione arbustiva o erbacea con alberi sparsi.

Formazioni che possono derivare dalla degradazione della foresta o da rinnovazione della stessa per ricolonizzazione di aree non forestali o in adiacenza ad aree forestali. Si distinguono da 3.2.2. per le situazioni particolari di localizzazione (ad es. ex terreni agricoli con confini particellari o terrazzamenti) o in relazione a parametri temporali-culturali-ambientali particolari (ad esempio aree bruciate o soggette a danni di varia natura e origine)

3.2.4.1 Aree a ricolonizzazione naturale.

3.2.4.2. Aree a ricolonizzazione artificiale (rimboschimenti nella fase di novelleto).

3.3. Zone aperte con vegetazione rada o assente.

3.3.1. Spiagge, dune e sabbie.

Le spiagge, le dune e le distese di sabbia e di ciottoli di ambienti litorali e continentali, compresi i letti sassosi dei corsi d'acqua a regime torrentizio.

3.3.2. Rocce nude, falesie, affioramenti.

3.3.3. Aree con vegetazione rada.

Comprende le steppe xerofile, le steppe alofile e le aree calanchive con parziale copertura vegetale.

3.3.4. Aree interessate da incendi o da altri eventi dannosi.

Superfici boscate o semi-naturali interessate da incendi recenti (non anteriori a 2 anni) o da altri eventi. I materiali carbonizzati sono ancora presenti e riconoscibili all'interpretazione.

3.3.4.1. Boschi percorsi da incendi.

3.3.4.2. Altre aree della classe 3 percorse da incendi.

3.3.4.3. Aree degradate per altri eventi.

3.3.5. Ghiacciai e nevi perenni (Corine LC).

4. AMBIENTE UMIDO.

4.1. Zone umide interne.

Zone non boscate, parzialmente, temporaneamente o permanentemente saturate da acqua.

4.1.1. Paludi interne.

Terre basse generalmente inondate in inverno e più o meno saltuariamente intrise d'acqua durante tutte le stagioni.

4.1.2. Torbiere (CORINE LC).

Terreni spugnosi umidi nei quali il suolo è costituito principalmente da briofite (sfagni) e materiali vegetali decomposti. Torbiere utilizzate o meno.

4.2. Zone umide marittime.

Zone non boscate, saturate parzialmente, temporaneamente o in permanenza da acqua salmastra o salata.

4.2.1. Paludi salmastre.

Terre basse con vegetazione, situate al di sotto del livello di alta marea, suscettibili pertanto di inondazione da parte delle acque del mare. Spesso in via di riempimento, colonizzate a poco a poco da piante alofile.

4.2.2. Saline.

Saline attive o in via di abbandono.

4.2.3. Zone intertidali marine (CORINE LC)

Superfici limose, sabbiose o rocciose generalmente prive di vegetazione comprese fra il livello delle alte e basse maree.

RINGRAZIAMENTI

Vorrei ringraziare Roberto, per essermi stato sempre vicino e avermi sempre incoraggiato a seguire le mie passioni e a non abbattermi di fronte alle difficoltà.

Serena, Tiziana e Alberto, per aver condiviso con me questa magnifica esperienza. Francesco per la sua infinita pazienza, disponibilità, consigli ed esperienza. Marco per averci messo “la testa” e il cuore e reso possibile tutto ciò. Cristiano, per la prontezza nel risolvere le situazioni complesse del GIS. Iacopo, per aver sopportato con pazienza le nostre “chiacchiere”. Valentina per avermi “iniziato” alla modellistica con “ERE”. Tutti i “biodiversi” e gli amici dell’ARP, per essersi interessati alle nostre vicende. Tutte le persone con cui sono venuta a contatto in questi anni perché ognuno ha lasciato un piccolo segno.

Infine “Pierino e il Lungo” per essersi lasciati pazientemente guidare da mani e piedi inesperti lungo sentieri che forse non percorrerò mai più.

9 BIBILIOGRAFIA

- Adamczewska-Andrzejewska K. A. e A. Szaniaeski, 1972. Relationship between the real increase and the yeld of hares in Poland.
- Akaike H., 1973. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika* 60, 255–265.
- Alley, T.R. 1982 Competition theory, evolution, and the concept of an ecological niche. *Acta Biotheoretica*, 31(3), 165–179.
- Alves P. C., N. Ferrand, F. Suchentrunk e D. J. Harris 2003. Ancient introgression of *Lepus timidus* mtDNA into *L. granatensis* and *L. europaeus* in the Iberian Peninsula. *Mol. Physiol. Evol.* 27: 70-80.
- Alves P.C. e Rocha A. 2003. Environmental factors have little influence on the reproductive activity of the Iberianhare (*Lepus granatensis*). *Wildlife Research.* 30: 639-647.
- Amaya J. N., M. G. Alsina E A. A. Brandani, 1979. Ecologia de la Liebre europea, *Lepus europaeus* P. Recursos Naturales, Informe Técnico, 9. INTA, Bariloche (Argentina).
- Amori G., Angelici F.M e L. Boitani, 1999. Mammals of Italy: A revised list of species and subspecies. *Senckenbergiana Biologica*, 79: 271-286.
- Anca M., 1860. Note sur deux nouvelles grottes ossiferes decouvertes en Sicile en 1859.
- Andersen J. E D. Jensen, 1972. Studies on the European hare XXVIII: The weght of the eye lens in European hares of known age. *Acta Theriol.*, 17: 87-92.
- Andersen J., 1957. Studies in Danish Hare-populations: I-Population fluctuations. *Danish Rev. Game Biol.*, 3, 2: 89-131.
- Angelici F. M. e Luiselli L., 2007: Body size and altitude partitioning of the hares *Lepus europaeus* and *L. corsicanus* living in sympatry and allopatry in Italy.. *Wildl. Biol.* 13: 251-257.
- Angelici F. M. e Spagnesi M., 2008. Lepre appenninica *Lepus corsicanus*. In: Amori G., Contoli L., Santini L., Spagnesi M. (a cura di), *Fauna d'Italia, Mammalia, Insectivora, Lagomorpha, Rodentia* (II edizione). Calderini, Bologna.
- Angelici F. M., 1998. Lepri: Lepre europea (autoctona), *Lepus europaeus meridiei*, Lepre appenninica *Lepus corsicanus*, Lepre sarda *Lepus capensis mediterraneus*. In: Bulgarini

- F., E. Calvario, F. Fraticelli, F. Petretti, e S. Sarrocco (Eds.), Libro rosso degli animali d'Italia, Vertebrati. WWF Italia: 116-117.
- Angelici F.M., Luiselli L. 2001. Distribution and status of the critically endangered Apennine hare *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 in continental Italy and Sicily. *Oryx* 3:245–249.
- Angermann R., 1972. Die Hasentiere. In: Grzimeks Tierleben, 12: 419-465.
- ArcInfo, 2004. ArcInfo Version 9.0. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA.
- Azzaroli A., 1980. Biogeografia dei Mammiferi della Sardegna. Lavori della Società Italiana di Biogeografia, 8: 35-52.
- Barnes R. e S. Tapper, 1983. The Hare project, final report. The Game Conservancy, Fordingbridge.
- Barnes, R.F.W. e Tapper, S. 1985: A method for counting hares by spotlight.. *Journal of Zoology*, London, 206: 273-276
- Bertolino S., Perrone A., Gola L., Cordero di Montezemolo N., 2007. Population densities and habitat selection of brown hare (*Lepus europaeus*) and introduced eastern cottontail (*Sylvilagus floridanus*) in Northern Italy. *Hystrix* 2:360.
- Boisteau B. & Marion L., 2005. Définition des habitats potentiels du héron cendré *Ardeacinerea* par l'analyse du paysage et de sa niche écologique. *Alauda*, 73 (4): 431-440.
- Boitani L., Corsi F., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D. Reggiani G. e Rondini C., 2002. Rete ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei Vertebrati Italiani. Relazione finale. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.
- Bonfiglio L. e T. Kotsakis, 1987. Les associations de Vertébrés du Pleistocène de Sicile: les peuplements successifs, in Doc. et Trav. IGAL, 11: 263-266.
- Bosco C., 1899. I roditori Pliocenici de Valdarno superiore. *Paleontografia Italica*, 5: 12-23.
- Box, E.O., Crumpacker, D.W. & Hardin, E.D. (1993) A climatic model for location of plant species in Florida, USA. *Journal of Biogeography*, 20, 629–644.
- Boyce M.S., McDonald L.L., 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends Ecol. Evol* 14, 268–272.

- Boyce M.S., Vernier P.R., Nielsen S.E., Schmiegelow F.K.A., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecol. Model.* 157, 281–300.
- Brady S. J., 1988. Potential implications of sodbuster on wildlife. *Transactions of North American Wildlife and Natural Resources Conferences*, 53.
- Bray Y., 1998. Vers une meilleure connaissance des flux démographiques chez le lièvre d'Europe. Tesi di Dottorato, Università di Bourgogne.
- Broekhuizen S. e F. Maaskamp, 1982. Movement, home range and clustering in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in the Netherlands. *Z. Säugetierkunde.*, 47: 22-32.
- Broekhuizen S. e L. Martinet, 1979. Growth of embryos of the European hare (*Lepus europaeus* Pallas). *Z. Säugetierkunde*, 44:175-179.
- Broekhuizen S., 1971. Age determination and age composition of hare populations. In: *Transactions of the X Congress of the International Union of Game Biologists*, Parigi: 477-489.
- Broekhuizen S., 1979. Survival in adult European hare. *Acta Theriol.*, 24, 34: 465-473.
- Broekhuizen, S. e Maaskamp, F. 1979: Age determination in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in the Netherlands. – *Z. Säugetierkunde* 44: 162-175.
- Brotons L., Thuiller W., Araújo M.B. & Hirzel A.H., 2004 – Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27:437-448.
- Brown, J. H. 1971. Mechanisms of competitive exclusion between two species of chipmunks. *Ecology* 52: 305–311.
- Brüll U., 1973. Wildfutterpflanzengesellschaften und Futterwert der von Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) genutzten Pflanzen. Tesi Università di Amburgo.
- Brüll U., 1976. Nahrungsbiologische Studien am Feldhasen in Schleswig-Holstein. Ein Beitrag zur Asungsverbesserung. In: Z. Pielowski e Z. Pucek (Ed.), *Ecology and management of European hare populations, Proceedings of an International Symposium*, 1974, Poznan (Polonia): 93-99.
- Bujalska G., K. Cabon-Raczynska e E. J. Raczynski, 1965. Studies on the European hare VI: Comparison of different criteria of age.
- Burrini L., F. Matteucci, R. Mazzoni Della Stella e V. Trocchi 1997. Indagini sui carnieri di lepre in provincia di Siena. Consiglio Regionale Toscana Federcaccia.

- Butet A., 1985. Méthode d'étude du régime alimentaire d'un rangeur polyphage (*Apodemus sylvaticus* L., 1758) par l'analyse microscopique des fèces. *Mammalia*, 49, n 4: 455-483.
- Cabon-Raczynska K. e J. Raczynski, 1972. Studies on European hare XXVII: Methods for determination of age in the European hare. *Acta Theriol.*, 17: 75-86.
- Cabon-Raczynska K., 1964. Studies on the European hare. II. Variation of the skull. *Acta Theriol.*, 9: 287-304.
- Caloi L. E M. R. Palombo, 1989. La mammalofauna würmiana di Grotta Barbara (Monte Circeo): implicazioni paleoeconomiche e paleoambientali. *Hystrix*, 1 (n.s.): 85-94.
- Castanet J., F. Meunier e A. De Ricqles, 1977. L'enregistrement de la croissance cyclique par le tyssu osseux chez le vertébrés poïkilothermes: données comparatives et essai de syntèse. *Bull. Biol. Fr. Belg.*, 111: 183-202.
- Cemagref e Onc, 1988. Aménagement des territoires de chasse au petit gibier. Comité National d'Information Chasse-Nature. 2° edition.
- Chapman J. A. e E. C. Flux, 1990. Rabbits, Hares and Pikas. Status Survey and Conservation Action Plan.
- Chappell, M. A. 1978. Behavioral factors in the altitudinal zonation of chipmunks (*Eutamias*).. *Ecology* 59: 565– 579.
- Chapuis J.L., 1980. Méthodes d'étude du régime alimentaire du Lapin de garenne, *Oryctolagus cuniculus* (L.) par l'analyse microscopique des fèces. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 34: 159-195.
- Cooley, W.W. & Lohnes. P.R., 1971 – Multivariate data analysis. John Wiley, New York, New York, USA
- Corbet G. B., 1978. The Mammals of the Palearctic Region: a taxonomic review. Brithis Museum, Cornell University Press, Londra & Ithaca.
- Corsi F., De Leew J. e Skidmore A., 2000. Modelling Species Distribution with GIS. 389-434 in: Boitani L. e Fuller T. (eds), *Research Tecniques in Animal Ecology*. Columbia UP, USA.
- Darwin, C. 1859. The origin of species by means of natural selection; or, the preservation of favored races in the struggle for life. Reprinted from 6th London ed. By Burt.

- De Battisti R., Migliore S., Masutti L. e Trocchi V. 2004. The diet of the Italian hare *Lepus corsicanus* on Etna Mountain, Sicily. Abstract Book del 2nd World Lagomorph Conference. Vairão (Portogallo), 26-31 luglio 2004, p. 157.
- de Filippo G., Fulgione D, Fusco L. e Troisi S.R., 2007. Confronto tra modelli di idoneità ambientale per *Lepus corsicanus* secondo il modello ENFA. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- de Filippo G., Fulgione D., Fusco L. e Troisi S. R. 2007. Italian hare (*Lepus corsicanus*) in Cilento and Vallo di Diano National Park: status and conservation. V European Congress of Mammalogy, Siena, 21-26 settembre 2007, Hystrix (N.S.) II, Supp.: 438.
- De Marinis A. M., Trocchi V. e Mangiafico S. 2007. First data on reproductive biology of italian hare *Lepus corsicanus*. V European Congress of Mammalogy, Siena, 21-26 settembre 2007, Hystrix (N.S.) II, Supp.: 78
- De Marinis A. M., Trocchi V., Mangiafico S., Fassò C. e Mallia E., 2007. Strategie riproduttive in tre specie di Lepre (*Lepus* sp. pl.) in Italia. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- De Marinis A.M., Trocchi V., Fallico A. e Toso S. 2005. Fertility and breeding season of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Sicily. In E. Hadjisterkotis (ed.) Proceedings of the XXVth International Congress of the International Union of Game Biologists. IUGB and the IXth International Symposium Perdix Vol. 2, Ministry of the Interior, Nicosia: 86-91.
- De Marinis e Toso 1998- Come riconoscere le specie italiane dei Leporidi attraverso l'analisi dei peli di giarra. Il Congresso italiano di Teriologia, Varese, 28-30.10.1998. Libro dei riassunti: 83
- De Winton WE 1898. On the Hares of Western Europe and North Africa. Ann Mag Nat Hist Lond 1:149–158.
- Doderlein, P., 1872, Note illustrative della carta geologica del Modenese e del Reggiano: Memoria III, pp. 74, Modena.
- Eastman JR 2002. IDRISI 32.2. Clark Laboratories. The Idrisi Project, Worcester MA.
- Eastman, J. R. 1997. Idrisi for Windows. Clark University, Worcester.

- Ellerman J. R. e T. C. S. Morrison-Scott, 1951. Checklist of Palearctic and Indian Mammals. British Museum, Londra.
- EMA 2007. <http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/index.htm>
- Emmons, L. H. 1980. Ecology and resource partitioning among nine species of African rain forest squirrels.. Ecol. Monogr. 50: 31–54.
- Engler R., Guisan A., Rechsteiner L., 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. J. Appl. Ecol. 41, 263–274.
- Esu D. e T. Kotsakis, 1980. Paleobiogeografia dei Vertebrati e dei Molluschi continentali del Terziario e del Quaternario della Sardegna.
- Fadejev V. A., 1966. Diet and daily activity of the European hare in the West Kazakhstan. Tr. In ta zoologii AN KazSSR, 26: 30-45.
- Fahrig L., 1996. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. Journal of Wildlife Management, 1997, 61 (3), 603-610.
- Fattorini F. & Lovari S. 1991. Riflessioni sull'uso dei modelli stocastici in ecologia e etologia dei vertebrati superiori. Atti del II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina 19: 253-267.
- Fiechter A., 1986. Le radiopistage du lièvre (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). Mesogee, 46, 2: 127-133.
- Filippucci G. M., G. Nascetti, E. Capanna e L. Bullini, 1987. Allozyme variation and systematics of European moles of the genus *Talpa* (Mammalia, Insectivora). Journal of Mammalogy, 63: 487-499.
- Fisher R., 1936: The use of multiple measurements in taxonomic problems. Ann of Eugenics 7:179-188.
- Flux J. E. C., 1967. Reproduction and body weights of the hare *Lepus europaeus* Pallas, in New Zealand. New Zealand Journal of Science, 10: 357-401.
- Flux, J.E.C. 1981: Field observations of behaviour in the genus *Lepus*.. In: Myers, K. & MacInnes, .D.
- Forteleoni G., 1968. La Lepre del Valdarno Superiore *Lepus valdarnensis* Weithhofer. Tesi di laurea in Scienze Geologiche, Università degli Studi di Firenze
- Fraguglione D., 1961. Proporzione dei sessi nella Lepre comune. Diana (Svizzera), 12. Frati et al., 1998;

- Fрати F., G. B. Hartl, S. Lovari, M. Delibes e G. Markov, 1998. Quaternary radiation and genetic structure of the red fox *Vulpes vulpes* in the Mediterranean Basin, as revealed by allozymes and mitochondrial DNA. *Journal of Zoology*, 245: 43-51.
- Friend M., 1967. Relationship between eye lens weight and variations in diet. *Fish and Game Journal*, 14: 122-151. Santucci et al., 1998;
- Frylestam B. e T. Von Schantz, 1977. Age determination of European hares based on perioseal growth lines. *Mammal Rev.*, 7, 3-4: 151-154.
- Frylestam B., 1986. European hare. In: E. David e Ph. D. Davis, «CRC Handbook of census methods for terrestrial vertebrates», CRC, Boca Raton, Florida: 142-144.
- Frylestam B., 1986. European hare. In: E. David e Ph. D. Davis, «CRC Handbook of census methods for terrestrial vertebrates», CRC, Boca Raton, Florida: 142-144.
- Fulgione D., Maselli V., Pavarese G e de Filippo G., 2007. Landscape genetic in *Lepus corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Fusco L., Vaccaro L., Troisi S.R., Accardo Y, Caliendo M.F. e de Filippo G., 2007. Segregazione ambientale tra popolazioni simpatriche di *Lepus corsicanus* e *L. europaeus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Galende G.I., Raffaele E. 2008. Space use of a non-native species, the European hare (*Lepus europaeus*), in habitats of the southern Vizcachas (*Lagidium viscacia*) in Northwestern Patagonia, Argentina. *Eur J Wildl Res* 54:299–304.
- Gause, G.F. 1934. The Struggle for Existence. Williams and Wilkins, Baltimore, MD, USA.
- Gemma F., 1997. Uso e selezione dell'habitat in lepri (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) di ripopolamento rilasciate in ambiente preappenninico. Tesi di laurea, A.A. 1996-'97, Università degli Studi di Roma «La Sapienza».
- Genghini M., 1994. I miglioramenti ambientali a fini faunistici. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, n.
- Genghini M., D. Capizzi, A. De Berardinis, S. Gellini, C. Matteucci E M. Gustin, 1998- Valutazione dell'efficacia dei miglioramenti ambientali a fini faunistici: aree di collina e bassa montagna. INFS, relazione interna.

- Genghini, M., M. Spagnesi e S.Toso, 1992. Ricomposizione fondiaria e fauna selvatica. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, n.10.
- Genovesi P. e E. Dupré, 2000. Strategia nazionale di conservazione del lupo (*Canis lupus*):indagine sulla presenza e la gestione dei cani vaganti in Italia. Biol. Cons. Fauna,104: 1-36.
- Ghigi A., 1911- Ricerche faunistiche e sistematiche sui Mammiferi d'Italia. Natura, 11: 19-22.
- Gidely J. W., 1912. The lagomorphs are an independent order. Science, 36: 285-286.
- Grant W.E. 1986. Systems Analysis and Simulaation in Wildlife and Fishery Science. New York: J. Wiley & Sons.
- Grunzdev V. V., 1974. Ekologija zajca rusaka. Moskva, 162 pp.
- Guberti V., De Marco M. A., Riga F., Cavazza A., Trocchi V. e Capucci L., 2000. Virologyand species conservation: the case of EBHSV and the Italian hare (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898). Proceedings of V Int. Congress of European Society for Veterinary Virology, Brescia 27-30.8.2000: 198-199.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution:offering more than simple habitat models. Ecol. Lett. 8,993–1009.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol. Model. 135, 147–186.
- Hackländer K. 2007. Intraspecific variation in reproductive strategies of mountain hare (*Lepus timidus varronis*) at different altitudes. V European Congress of Mammalogy, 21-26.09.2007, Siena: 98.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America, 2nd ed. Wiley.
- Hansen K., 1992. Reproduction in European hare in a Danish farmland. Acta Theriol., 37, 1-2: 27-40. Harmon e Nelson, 1973;
- Harmon K. W. ee M. M. Nelson, 1973 - Wildlife and soil considerations in land retirement program. Wildlife Society Bulletin, 1, 1, Spring.
- Hausser, J. (Ed.), 1995. Saugetiere der Schweiz. Atlas des Mammiferes de Suisse. Mammiferi della Svizzera.
- Hershkovitz, P. 1977. Living New World monkeys (Platyrrhini) with an introduction to Primates. Vol. 1.. Univ. Chicago Press.

- Hewitt G. M., 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biol. J. Linn. Soc.*, 58: 247-279.
- Hibbard C. W., 1963. The origin of the P3 pattern of *Sylvilagus*, *Caprolagus*, *Oryctolagus* and *Lepus*. *J. Mamm.*, 44, 1: 1-15.
- Hirzel A.H. e Arlettaz R., 2003. Modelling habitat suitability for complex species distributions by the environmental-distance geometric mean. *Environ. Manage.* 32, 614–623.
- Hirzel A.H., Helfer V., Métral F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecol. Model* 145, 111–121
- Hirzel A.H., Le Lay G., Helfer V., Randin C., Guisan A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecol Model* 199:142–152.
- Hirzel A.H., Posse B., Oggier P.-A., Glenz Y.C., Arlettaz R., 2004. Ecological requirements of a reintroduced species, with implications for release policy: the bearded vulture recolonizing the Alps. *J. Appl. Ecol.* 41, 1103– 1116.
- Hirzel, A.H., Braunisch, V., Le Lay, G., Hausser, J. & Perrin, N. 2008. BIOMAPPER 4.0. Laboratory of Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, Lausanne, Switzerland. Available from <http://www.unil.ch/biomapper>.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83, 2027–2036.
- Holley A. J. F., 1993. Do brown hares signal to foxes? *Ethology*, 94: 21-30.
- Homolka M., 1983. The diet of *Lepus europaeus* in the agrocenoses. *Acta Sc. Nat. Brno*, 17, 11: 1-41.
- Homolka M., 1987. A comparison of the trophic niches of *Lepus europaeus* and *Oryctolagus cuniculus*. *Folia Zool.*, 36: 307-317.
- Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59:67–77.
- Hutchings M. R. e S. Harris, 1996. The current status of the Brown hare (*Lepus europaeus*) in Britain. Joint Nature Conservation Committee, Bristol, pp. 79.
- Hutchinson G.E., 1957. Concluding remarks- Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 22:415-427. Reprinted in 1991: Classics in Theoretical Biology. *Bull. Math. Biol.* 53:193-213.

- Hutchinson G.E., 1958. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol. 22: 415-427.
- Iacoangeli O., 1997. I Lagomorfi pleistocenici di Melpignano (LE). Tesi di laurea, Università degli Studi di Roma “La Sapienza”.
- INEA, 1999 - Le misure agro-ambientali in Italia- analisi e valutazione del Reg. CEE. Rapporto nazionale. Lithoteam, Roma
- IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group. Gland.
- Kadmon, R. e Heller, J. 1998. Modelling faunal responses to climatic gradients with GIS: land snails as a case study. Journal of Biogeography, 25, 527–539.
- Kolby F.E., 1959. Contribution au diagnostic ostéologique différentiel de *Lepus timidus* et *L. europaeus* Pallas. Verh. Naturf. Ges. 71, 1: 19-44.
- Koloso A. M. e N. N. Bakajev, 1947. Biologia zajca rusaka. MOIP, Moskva: 1-103.
- Koplin, J. R. and Hoffmann, R. S. 1968. Habitat overlap and competitive exclusion in voles (*Microtus*). Am. Midl. Nat. 80: 494–507.
- Kornejev O. P., 1966. Zajac-rusak na Ukraine. Kijev, 98 pp. Kotsakis (1987)
- Kovacs G. e C. Buzza, 1992. Home range size of the brown hare in Hungary. In: Global trends in wildlife management, Proc. 18th Cong. Int. Union of Game Biology, Krakow-Warszawa: 267-271
- Krebs C. J., 1986. Are Lagomorphs similar to other small mammals in their population ecology? Mammal Rev., 16: 187-194.
- Kurtén B., 1968. Pleistocene mammals of Europe. Weidenfeld & Nicolson, Londra.
- Legendre L. e Legendre P. 1998. Numerical ecology, 2nd edn. Elsevier, Amsterdam.
- Leverette T.L., 2004. Predicting suitable habitat for deep water corals in the Pacific and Atlantic continental margins of North America. Graduate Thesis. Department of oceanography. Dalhousie University Halifax, Nova Scotia.
- Levins, R. 1968. Evolution in changing environments. Princeton Univ. Press, Princeton , N.J. 120 p.
- Lloyd H.G., 1968. The control of foxes. Ann. Appl. Biol. 61: 334-345.
- Lo Valvo M., Di Vittorio M. e Seminara S. (in stampa). Censimenti di Lepre appenninica (*Lepus corsicanus* de Winton, 1898) in alcune aree campione del Parco delle Madonie (Sicilia). IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Bologna 28-30 ottobre 1999.

- Lo Valvo M., 2007. Status di *Lepus corsicanus* in Sicilia. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Lo Valvo M., Barera A. e Seminara S., 1997. Biometria e status della Lepre appenninica (*Lepus corsicanus* de Winton 1898). Il Naturalista Siciliano, IV, 21: 67-74.
- Lopez Martinez N., 1977. Revisión Sistemática y Biostratigráfica de los Lagomorpha (Mammalia) del Terciario y Cuaternario de Espana. Universidad de Madrid, Facultad de Ciencias Geológicas.
- Lopez Martinez N., 1980. Les Lagomorphes (Mammalia) di Pleistocene superieur de Jaurens. Nouvelles Archives de la Musee d'Histoire
- Lord R. D., 1959. The lens as an indicator of age in Cottontail Rabbit. J. Wildl. Manage., 23: 358-360.
- Loy A., M. Corti e L. F. Marcus, 1993. Landmark data: Size and shape analysis in systematics. A case study on Old World Talpidae (Mammalia, Insectivora). In: L. F. Marcus, E. Bello e Garcia-Valdecasas (eds) Contributions to morphometrics, Museo Nacional de Ciencias Naturales, 8: 215-240.
- MacArthur, R. H. 1968. The theory of the niche, p. 159-176. In R.C. Lewontin ED Population biology and evolution. Syracuse Univ. Press, Syracuse, New York.
- MacArthur, R. H. 1972. Geographical ecology: patterns in the distribution of species. Harper and Row.
- Macchia M., Riga F. e Trocchi V., 2005a. Preliminary data on distribution and comparative ecology of Italian hare (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898) and European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in the Grosseto Province (Tuscany, Italy). Pohlmeier K. (Ed.) Extended abstract of the XXVIIth Congress of the International Union of Game biologists: 402-404. Hannover 2005. DSV. Verlag Hamburg.
- Macchia M., Riga F., Trocchi V. 2005b. Distribuzione e caratteristiche ecologiche della Lepre italiana (*Lepus corsicanus* De Winton 1898) e della lepre comune (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Provincia di Grosseto. In: Prigioni et al (eds) (2005). V congresso italiano di teriologia. Hystrix, it. J. of Mamm., (N.S.), suppl. 2005: 30
- Macchia M., V. Trocchi e F. Riga 2006. Distribuzione ed Ecologia della Lepre italiana in Provincia di Grosseto. Relazione di fine studio, Giugno 2006 (doc. non pubbl.).

- Mandleberg L., 2004. A comparison of the predictive abilities of four approaches for modelling the distribution of cetaceans. Graduate Thesis. University of Aberdeen, Aberdeen, U.K.
- Mangiafico S., Migliore, De Battisti R, Masutti e Trocchi V., 2005. Studio della dieta della Lepre italiana sul Monte Etna. In Trocchi V e Riga F. (a cura di) 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e gestione. Min. Politiche Agricole e Forestali. Ist. Naz. Fauna Selvatica, Documenti Tecnici 25: pp 45-46.
- Manly, B.F., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. e Erickson, W.P., 2002. Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies, 2nd ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Manly, B.F.J. 1986. Multivariate statistical methods: a primer. Chapman and Hall, NY, pp.59-71.
- Marcum C.L. e Loftsgaarden D.O. 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. Journal of Wildlife Management 44: 1151-1152.
- Martinet L. e F. Raynaud, 1973. Survie prolongée des spermatozoïdes dans l'utérus de la hase: explication de la superfoetation. INSERM Ed., 26:295-308.
- Martinet L. e M. Caillol, 1983. Durée de la gestation. In: B. Olier e P. Montet, Comment créer et conduire un élevage de lièvres, III ed., La Maison Rustique (Parigi).
- Martinet L., 1977. Reproduction et fertilité du lièvre en captivité. In: Ecologie du petit gibier et aménagement des chasses. Gauthier-Villars Eds.: 265-272.
- Masini F. e S. Lovari, 1988. Systematics, phylogenetic relationships, and dispersal of the chamois (*Rupicapra* spp.). Quaternary Research, 30: 339-349.
- McArdle B.H., 1990. When are rare species not there? Oikos 57, 276-277.
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. Generalized Linear Models, 2nd ed. Chapman & Hall, London.
- McLaren G. W., M. R. Hutchings e S. Harris, 1997. Why are Brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? In: Actes du XII Atelier international sur les Lagomorphes, Clermont-Ferrand, 8-11.7.1996. Gibier Faune Sauvage, 14, 3: 335-348.
- Meneguz P. G., L. Capucci, D. Nieddu e A. Lavazza, 2000. Role of *Sylvilagus floridanus* in the epidemiology of Rabbit Haemorrhagic disease and European Brown Hare Syndrome. Proceedings of V Int. Congress of European Society for Veterinary Virology.

- Meriggi A 1991. L'uso dei dati di popolazione per la gestione delle specie oggetto di prelievo. Atti III Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina 16: 681-692.
- Meriggi A., 1989. Analisi dei metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici e applicativi. Ricerche di biologia della selvaggina 83: 1-59
- Miller G.S., 1912- Catalogue of the mammals of western Europe. British Museum, Londra
- Miller, R. S. 1967. Pattern and process in competition. Adv. Ecol. Res. 4: 1-74.
- Möller D., 1971. Bewirtschaftung des Feldhasenbesatzes in der DDR. 2. Aufl. Berlin: DEWAG Werbung. 64 S.
- Murie, J. O. 1971. Behavioral relationships between two sympatric voles (*Microtus*): relevance to habitat segregation. J. Mammal. 52: 181-186.
- Myers K. e N.Gilbert, 1968. Determination of age of wild rabbits in Australia. J. Wildl. Manage., 32, 4: 341-348.
- Myrcha A., 1968. Winter food intake in European hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in experimental conditions. Acta Theriol., XIII, 28: 453-459.
- National Resource Council, 1989 - Alternative Agriculture. National Accademy Press, Washington D.C.
- Nocchi G. e B. Sala, 1994. Il coniglio fossile di Grotta Valdemino (Borgio Verezzi, Savona) nel quadro degli Oryctolagini quaternari dell'Europa occidentale. Riassunti del 1° Congresso Italiano di Teriologia. Associazione Teriologica Italiana, Università di Pisa, Università di Siena, Centro Stampa dell'Università di Siena: 119. National Resource Council, 1989)
- Ohtaishi N., M. Hachiya e Y. Shibata, 1976. Age determination of the hare from annual layers in the mandibular bone. Acta Theriol., 21: 168-171.
- Palacios 1996. Systematic of the indogenous hares of Italy traditionally identified as *Lepus europaeus* Pallas 1778 (Mammalia: Leporidae). Bonn. Zool. Beitr., 46: 59-91.
- Palacios F., 1983. On taxonomic status of the genus *Lepus* in Spain. Acta Zool.Fenn., 174: 27-30.
- Palacios F., 1998. Diversity of hares in Europe. In: S. Reig (Ed.) Abstracts, Euro-American Mammal Congress. Università di Santiago di Compostela (Spagna): 85.
- Palacios F., Orueta J.F. e Tapia G.G., 1989. Taxonomic review of the *Lepus europaeus* group in Italy and Corsica. Abstract of paper and posters, V ITC, Roma, I: 189-190.

- Parkes J. P., 1984. Home ranges of radio-telemetered hares (*Lepus europaeus*) in a sub-alpine population in New-Zealand: implication for control. *Acta Zool.Fenn.*, 171: 279-281.
- Parkes, J. P., 1989. Annual patterns in reproduction and perirenal fat of hares (*Lepus europaeus*) in subalpine Canterbury, New Zeland. *J. Zool.*, 217: 9-21.
- Pascal M. e G. Kovacs, 1983. La determnation de l'âge individuel chez le Lièvre européen par la téchinique squelettochronologique. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 37: 171-186.
- Pearce J.L., Boyce M.S., 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *J. Appl. Ecol.* 43, 405–412.
- Pehrson A. e B. Lindlof, 1984. Impact of winter nutrition on reproduction in captive mountain hares (*Lepus timidus*) (Mammalia: Lagomorpha). *J. Zool.*, 204: 201-209.
- Pehrson A., 1983. Maximal winter browse intake in captive mountain hares (*Lepus europaeus*) in sub-alpine Canterbury, New Zeland. *J. Zool.*, 217: 9-21.
- Pepin D. e B. Cargnelutti, 1994. Individual variations of daily activity patterns in radiotracked European hares during winter. *Acta Theriol.*, 39: 399-409.
- Pepin D., 1974. Mise au point de techniques pour l'étude de populations de lièvres. *Bulletin de l'Office National de la Chasse*, 2: 77-119.
- Pepin D., 1981- Sauvegarder et développer les populations de Lièvres. *La Maison Rustique*, Parigi, 157 pp.
- Pepin D., 1989. Variation in survival of brown hare (*Lepus europaeus*) leverets from different farmland areas in the Paris basin. *J. Appl. Ecol.*, 26: 13-23.
- Pépin D., Meunier M. e Angibault J. 1981. Etude de la reproduction du lièvre (*Lepus europaeus*) dans le bassin parisien. *Bulletin Mensuel e l'O.N.C., Scientifique et Technique*, Nov.: 3-26.
- Perrin, N., 1984. Contribution a` l'e'cologie du genre *Cepaea* (Gastropoda): approche descriptive et expe'rimetale de l'habitat et de la niche e'cologique. PhD Thesis, University of Lausanne, Switzerland.
- Peterson, A.T., Soberon, J. & Sanchez-Cordero, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285 (5431), 1265–1267.
- Petter F., 1961. Elements d'une révision des lièvres européens et asiatiques du sous-genre *Lepus*. *Z. Säugetierkunde*, 26: 30-40.

- Piasentier E., S. Clocchiatti e F. Donati, 1997. Effetto del miglioramento dei prati sul comportamento alimentare della Lepre. In: Atti XIV Convegno Gruppo di Studio per Allevamenti di Selvaggina. 4-5 aprile, Bastia Umbra (PG). Regione Umbria,
- Pielowski J., 1971. Length of life of the hare. *Acta Theriol.*, 16, 8: 89-94
- Pierpaoli M, Trocchi V. e Riga F., 2007. Il campionamento non-invasivo come routine nella gestione della fauna selvatica: il caso di *Lepus corsicanus*. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Pierpaoli M., F. Riga, V. Trocchi e E. Randi, 2003. Hare populations in Europe: intra and interspecific analysis of mtDNA variation. *Compt Rendue, Biologie*, 326:S80-S84.
- Pierpaoli M., Riga F., Trocchi V. e Randi E. 1999. Species distinction and evolutionary relationships of the Italian hare (*Lepus corsicanus*) as described by mitochondrial DNA sequencing. *Molecular Ecology* 8 (11): 1805-17.
- Pierpaoli M., Riga F., Trocchi V. e Randi E., 2003. Hare populations in Europe: intra and interspecific analysis of mtDNA variation. *Compt Rendue, Biologie*, 326: S80-S84
- Pietri, C. ,2007. Caccia e protezione delle popolazioni di lepre (*Lepus* sp.) in Corsica. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia
- Pitelka L.F. & Pitelka F.A. 1993. Environmental decision making: multidimensional dilemmas. *Ecological Application* 3: 566-568.
- Poli A., M. Verdone e V. Trocchi, 1990. Le tecniche di censimento nello studio delle popolazioni di Lepre europea (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). *Annali della Facoltà di Medicina Veterinaria di Pisa*, 1989, 42: 145-157.
- Puddu G., Maiorano L., Falcucci A., Corsi F. e L. Boitani, 2009. Spatial-explicit assessment of current and future conservation options for the endangered Corsican Red Deer (*Cervus elaphus corsicanus*) in Sardinia. *Biodivers. Conserv.* DOI 10.1007/s10531-008-9569-z.
- Pulliainen E., P. S. Tunkkari, 1987. Winter diet, habitat selection and fluctuation of a mountain hare *Lepus timidus* population in Finnish Forest Lapland. *Hol. Ecol.* 10: 261-267.

- R Development Core Team, 2005. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raczynsky J., 1964. Studies on the European Hare. V. Reproduction. *Acta Theriol.* 9, 19:305-352.
- Randi E., Mengoni C. e Mucci N. 2007. Genetic distinction and assessment of interspecific Hybridisation among three species of hares (*Lepus*) in Italy. V European Congress of Mammalogy, Siena, 21-26 settembre 2007. *Hystrix (N.S.)* II, Supp.: 362.
- Regione Lazio, 1998. I parchi e le Riserve Naturali del Lazio. Edizioni Quasar
- Reitz F. e Y. Leonard, 1994. Characteristics of European Hare (*Lepus europaeus*) use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriol.*, 39: 143-147
- Reutter, B.A., Helfer, V., Hirzel, A.H., Vogel, P., 2003. Modelling habitat-suitability on the base of museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *J. Biogeogr.* 30, 581–590.
- Reynolds J. C. e S. C. Tapper, 1996 - Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review*, 2-3: 111-113.
- Reynolds J. K. e R. H. Stinson, 1959. Reproduction in the european hare in southern Ontario. *Can. J. Zool.*, 37: 627-631.
- Ricci F., Riga F., Trocchi V., Pierpaoli M., Barone V. e Di Giambattista P., 2007. Ecologia e status di *Lepus corsicanus* e *L. europaeus* nella Riserva Naturale Regionale Gole del Sagittario. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Ricci J. C., 1983. Suivi d'un lâcher de lièvres d'importation (*Lepus europaeus* Pallas) au moyen de la radiotélémétrie: mortalité, dispersion et utilisations de l'espace. *Acta Oecol., Oecol. Applic.*, 4, 1: 31-46.
- Rieck W., 1965. Zur Frage der Blutauffrischung van Wildbeständen. *Mitt. Bl. Hess. Jäger*, 9, 12: 3-6.
- Riga F. 2005. Variabilità morfologica interspecifica della Lepre italiana. In: Trocchi e Riga 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e gestione. Documenti Tecnici, INFS, Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, 25.

- Riga F., L. Boitani, M. Caporioni L. Fioramonti, F. Gemma, A. Laurenti E F. Angelici, 1997 – Esito dei ripopolamenti di lepore europea (*Lepus europaeus*) in un'area del Preappennino laziale. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina. XXVII: 759-767.
- Riga F., Trocchi V., Angelici F. M., Randi E. e Pierpaoli M., 2003a. *Lepus corsicanus* De Winton, 1898- Apenninenbase. In: F. Krapp (Ed.) Handbuch der Säugetiere Europas, Hasentiere. Aula-Verlag: 117. 135.
- Riga F., Trocchi V., Randi E., Toso S. 2001. Morphometric differentiation between the Italian Hare (*Lepus corsicanus*, De Winton, 1998) and the European brown hare (*Lepus europaeus*, Pallas, 1778). J Zool (Lond) 253:241–252.
- Riga F., V. Trocchi, M. Scalabrini, G. M. Carpaneto e S. Toso, 2003b. Italian hare (*Lepus corsicanus*) distribution and habitat suitability. Abstracts and contributing authors, XXVIth International IUGB Congress, Xth International Perdix Symposium, 1-6 settembre, Braga (Portogallo).
- Rosa P., Mazzoni della Stella R., Schenone L., Gariboldi A., 1991 - Preferenze ambientali della Lepre (*Lepus europaeus* Pallas) in ambienti collinari dell'Italia centrale. In: Spagnesi M. e S. Toso (Eds.), Atti del II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XIX: 681-682.
- Salwasser H. 1986. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates: the manager's viewpoint, pp. 419-424. In: Verner J. et al., Edits. Wildlife 2000, modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. Wisconsin University Press.
- Salzmann-Wandeler R. e . Salzmann, H.C. 1973. Erste Erfahrungen bei Fehlschüssen Scheinwerfern (1 +2). Naturhistorisches Museum der Stadt Bern. Bd. 5: 201-216
- Santucci F., B. C. Emerson e G. B. Hewitt, 1998. Mitochondrial DNA phylogeography of European hedgehogs. Molecular Ecology, 7: 1163-1172.
- Scalera R. e F. M. Angelici, 2003. Rediscovery of the Apennine Hare *Lepus corsicanus* in Corsica. Bollettino del Museo Regionale
- Schoener, T.W. 1983. Field experiments on interspecific competition. The American Naturalist, 122(2), 240–285.
- Schröpfer R. e H. Nyenhuis, 1982. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). Z. Jägdwiss., 28: 213-231.

- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B., 2002. Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy. Island Press, Washington.
- Sfougaris A., S. Toulia, A. Giannakopulos e H. Goumas, 2003. Food habits of the European hare (*Lepus europaeus*) in natural ecosystems of central Greece. Abstracts and contributing authors, XXVith International IUGB Congress, Xth International Perdix
- Shaw D.M. & Atkinson S.F., 1990 – An introduction to the use of geographic information systems for ornithological research. Condor, 92: 564-570.
- Sinclair A. R. E., 1986. Testing multi-factor causes of population limitation: an illustration using snowshoe hares. Oikos, 47: 360-364.
- Slobodkin L.B., 1962. Growth and regulation of animal populations. Holt, Rinehart and Wiston, New York. 184 p.
- Solomatin A. O., 1969. Zajac-rusak na Turgajskom plato. Bull. MOIP, otd. Biol., 74, 6: 5-18.
- Solow A.R., 1993. Inferring extinction from sighting data. Ecology, 74: 962-964.
- Soulé M. E., 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Soveri T. e M. Aarnio, 1983. Measuring the body condition of hares during the winter. Finnish Game Res., 41: 21-28.
- Soyez J.-L., 1978. Les facteurs de la mortalité du petit gibier sédentaire: pratiques agricoles, pathologie, produits chimiques. In: P. Pesson, Pesticides et gibier, maladies du gibier. Gauthier-Villars, Paris.
- Spagnesi M. e M. Genghini, 1995 - Gestione faunistico-venatoria e territorio. In: Paolillo P. L. (ed.), Il programma di Diana, Istituto Geografico De Agostini: 185-217.
- Spagnesi M. e S. Toso, 1992. Agricoltura e piccola selvaggina stanziale. Documenti Tecnici, 7, Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina.
- Spagnesi M. e V. Trocchi, 1992. La Lepre. Biologia, allevamento, patologia, gestione. Edagricole, Bologna, 275 pp.
- Spagnesi M. e V. Trocchi, 1992. La Lepre. Biologia, allevamento, patologia, gestione. Edagricole, Bologna, 275 pp.
- Spagnesi M. e V. Trocchi, 1993. La Lepre comune. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 13: 1-69.

- Spagnesi M., 1999. Lepre sarda *Lepus capensis* Linnaeus, 1758. In: M. Spagnesi e S. Toso (Eds.) Iconografia dei Mammiferi d'Italia. INFS, Ministero dell'Ambiente, 104.
- Stancampiano L, Corradini D, Bulgarelli M, Micagni G, Battelli G. 2007. Parasites of the digestive tract in beef cattle imported from France to Italy. *Parassitologia*;49(1-2):101-6.
- Stoecker, R. E. 1972. Competitive relations between sympatric populations of voles (*Microtus montanus* and *M. pennsylvanicus*). *J. Anim. Ecol.* 41: 311–329.
- Stoms D.M., Davis F.W. e Cogan C.B., 1992. Sensitivity of wildlife habitat model to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering e Remote Sensing*, 58(6): 835-850.
- Strandgaard H. e T. Asferg, 1980. The Danish bag record II. Fluctuations and trends in the Game Bag Record in the years 1941- 1976 and the geographical distribution of the bag in 1976. *Danish Rev. Game Biol.*, 11.
- Suchentrunk F., K. Hackländer e T. Ruf, 2003. Eye lens weights for age estimation in Brown hares, *Lepus europaeus*: new data different growth models. Book of abstracts and contributing authors, XXVI International IUGB Congress and X Perdix Symposium,
- Suchentrunk F., R. Willing e B. G. Hartl, 1991. On eye lens weight and other age criteria of the Brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). *Z. Säugetierkunde*, 56: 365-374.
- Swihart R.K. 1984. Body size, breeding season length, and life history tactics of lagomorphs. *Oikos* 43: 282-290.
- Tabachnick B.G. e Fidell L.S. 1989. *Using Multivariate Statistics*. New York: Harper & Row Publishers.
- Tagliacozzo A., 1993. Archeozoologia della Grotta dell'Uzzo, Sicilia. Supplemento al *Bollettino di Paleontologia Italiana*, 84: 278 pp.
- Tapper S. C. e N. Parsons, 1984. The changing status of the brown hare (*Lepus capensis* L.) in Britain. *Mammal Rev.*, 1: 57-70.
- Tapper S. C. e R. F. W. Barnes, 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *J. Appl.*
- Thulin C. G., M. Jaarola e H. Tegelstrom, 1997. The occurrence of mountain hare mitochondrial DNA in wild brown hares. *Mol.*
- Toderi G., 1991 - Problemi conservativi del suolo in Italia. In: AA.VV., *Agricoltura e ambiente*. Accademia Nazionale di Agricoltura, Edagricole, Bologna.

- Tonolli S., R. De Battisti e L. Masutti, 2002. La condizione della Lepre in Trentino: attività sperimentale. In: R. De Battisti, V. Trocchi e U. Zamboni (Eds.), Indagini per la definizione di un modello di gestione della Lepre (*Lepus europaeus*) in ambiente alpino. L'esperienza della Provincia di Trento. Associazione Cacciatori della Provincia di Trento: 41-92.
- Toschi A., 1965. Fauna d'Italia. Mammalia: Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Calderini, Bologna, VII: 1-47.
- Toso S. e V. Trocchi, 1999. Esame critico delle esperienze di ripopolamento della lepre e proposte di gestione a medio termine. In: Atti del Seminario nazionale Gestione del territorio ai fini ambientali, faunistici, venatori, Villanova di Castenaso, 11-12.9.1998. UNAVI-INFS.
- Tottewitz F., 1993. Erste Ergebnisse zur Lebensraumnutzung und Aktivitätsperiodik des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in großflächig landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Beiträge zur Jagd & Wildforschung, 18:135-139.
- Trocchi e Riga, 2007. Analisi preliminare sullo stato di attuazione del Piano d'Azione nazionale per *Lepus corsicanus*. In de Filippo G., De Riso L., Riga F., Trocchi V. e Troisi S.R. (a cura di) 2007. Conservazione di *Lepus corsicanus* De Winton, 1898 e stato delle conoscenze. IGF Publ., Napoli, Italia.
- Trocchi F., Riga, S. Toso, M. Spagnesi 1998. La Lepre italiana (*Lepus corsicanus* De Winton, 1898) si conferma una buona specie. Atti II Congresso Italiano di Teriologia. i Mammiferi in Italia: status, tendenze e implicazioni gestionali. Varese, 1998. Riassunti
- Trocchi V e Riga F. (a cura di), 2005. I Lagomorfi in Italia. Linee guida per la conservazione e la gestione. Min. Politiche Agricole e Forestali. Ist. Naz. Fauna Selvatica, Documenti tecnici, 25:1-28.
- Trocchi V e Riga F., 2001. Piano d'azione nazionale per la lepre italiana (*Lepus corsicanus*). Quaderni di Conservazione della Natura, 9 INFS e Ministero dell'Ambiente.
- Trocchi V., C. Fassò E F. Riga, 2003b – Determinazione dell'età nella Lepre sarda *Lepus capensis mediterraneus* mediante il peso del cristallino. Hystrix, N.S. Suppl.: 135.
- Trocchi V., F. Riga E E. Randi, 2003a – *Lepus* ("capensis") *mediterraneus* Wagner, 1841 – Sardischer Hase. In: F. Krapp (Ed.) Handbuch der Säugetiere Europas, Hasentiere. Aula-Verlag: 105-116.

- Trocchi V., Riga F. e Randi E., 2003. *Lepus* ("capensis") *mediterraneus* Wagner, 1841. Sardischer Hase. In : F.Krapp (Ed.) Handbuch der Säugetiere Europas, Hasentiere. Aula-Verlag: 105-116.
- Udvardy, M. D. F. 1969. Dynamic zoogeography: with special reference to land animals. Van Nostrand Reinhold.
- Van Horne B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. Journal of Wildlife Management 47: 893-901.
- Verdone M., G. Terracciano, V. Trocchi e A. Poli, 1989 – Dinamica di popolazioni di Lepre (*Lepus europaeus* Pallas), prevalenza ed intensità delle parassitosi. Posters, 9, INFS.
- Vigne J. D. 1992. Zooarchaeology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age. Mammal Review 2: 87-89.
- Vigne J.-D., 1988. Les mammifères post-glaciaires de Corse. Etude archéozoologique XXVIe supplément a Gallia Préhistoire. Editions du CNRS, Parigi: 337 pp. Wagner (1841)
- Walhovd H., 1965. Age criteria of the Mountain hare (*Lepus timidus* L.) with analyses of age and sex ratios, body weight and growth in some Norwegian populations. Meddelelser fra Statens viltundersøkelser, II serie n. 22.
- Walhovd H., 1966. Reliability of age criteria for danish hares (*Lepus europaeus* Pallas). Danish Rev. Game Biol., 4, 3: 106-128.
- Wilson, D. E. 1968. Ecological distribution of the genus *Peromyscus*. Southwest. Nat. 13: 267–274.
- Windberg L. A. e L. B. Keith, 1976. Snowshoe hare population response to artificial high densities. J. Mamm., 57: 523-553.
- Yom-Tov, Y. e Kadmon, R. 1998. Analysis of the distribution of insectivorous bats in Israel. Diversity and Distributions, 4, 63–70.
- Zaccaroni M., N. Biliotti, S. Calieri, F. Dessi-Fulgheri, M. Ferretti, M. Genghini, F. Riga, V. Trocchi, Italy. "Habitat use by brown hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural ecosystem in Tuscany (Italy) using GPS collars: implication for agri-environmental management ". XXIX International Union of Game Biologists IUGB Congress-2009. 17-22. 08. 2009, Moscow, Russia
- Zaniewski A.E., Lehmann A., Overton J.M., 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. Ecol. Model. 157, 261–280.

Zorner H., 1978. Untersuchungen zur Biologie, Ekologie und Bewirtschaftung des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) im Wildforschungsgebiet Hakel. Diss. Tharandt.