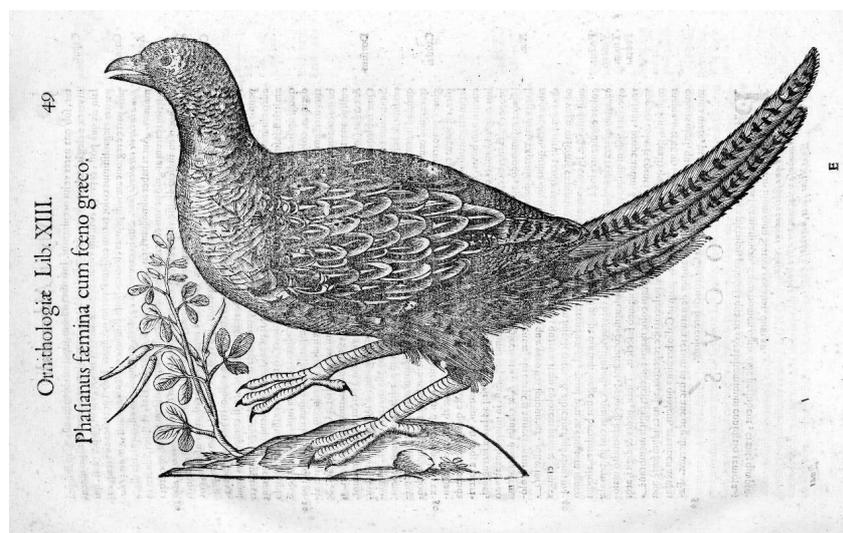


**DOTTORATO DI RICERCA IN ETOLOGIA
ED ECOLOGIA ANIMALE
(XXI CICLO)**

**Ecologia delle femmine di fagiano nel periodo
riproduttivo**

Tesi di

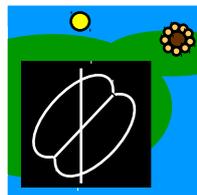
Emilia Venturato



Aldrovandi U. 1600. Ornithologiae

**Coordinatore Prof. Alberto Ugolini
Tutor Prof. Francesco Dessì-Fulgheri**

(2009)



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI FIRENZE

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA EVOLUZIONISTICA "L. Pardi"

**DOTTORATO DI RICERCA IN ETOLOGIA ED
ECOLOGIA ANIMALE
(XXI CICLO, BIO 05, BIO 07)**

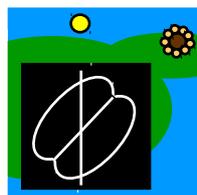
**Ecologia delle femmine di fagiano nel periodo
riproduttivo**

Tesi di

Emilia Venturato

Coordinatore Prof. Alberto Ugolini

(2009)



INDICE

1	Introduzione.....	7
1.1	Gestione del fagiano in Toscana.....	7
1.2	Scopo della tesi.....	10
1.3	Il progetto entro cui si è svolto questo studio.....	11
1.4	Struttura della tesi.....	12
1.5	Bibliografia.....	12
2	Materiali e metodi.....	13
2.1	Aree di studio.....	13
2.1.1	ZRC Latignano Navacchio – LN.....	14
2.1.2	ZRC Vicarello Villamagna – VV.....	16
2.2	Periodo.....	18
2.3	Animali.....	18
2.4	Cattura, marcatura e rilascio.....	20
2.5	Materiale radiotelemetrico.....	21
2.6	Radiotracking.....	22
2.7	Gestione ed analisi dati.....	22
2.8	Software usati.....	22
2.9	Analisi statistica.....	23
2.10	Bibliografia.....	23
3	Morfologia.....	25
3.1	Introduzione.....	25
3.2	Materiali e metodi.....	25
3.2.1	Analisi statistica.....	28
3.3	Risultati.....	28
3.3.1	Distribuzione dei dati.....	28
3.3.1.1	Distribuzione dei dati morfologici del gruppo mipi.....	30
3.3.1.2	Distribuzione dei dati morfologici del campione di fagiani allevamento.....	36
3.3.1.3	Distribuzione dei dati morfologici del campione di fagiani cattura.....	38
3.3.2	Medie.....	39
3.3.3	Peso e carico alare.....	41
3.3.4	Confronto con fagiani di allevamento e cattura.....	45
Analisi discriminante tra i gruppi di femmine.....	47	
Analisi discriminante tra i gruppi di maschi.....	49	
3.3.5	Confronto tra sessi, età e aree di studio.....	51
3.4	Discussione.....	53
3.5	Bibliografia.....	54
4	Do radio-collars influence mortality and reproduction?.....	57
4.1	Introduction.....	57
4.2	Material and methods.....	58

4.3 Results.....	60
4.4 Discussion.....	62
4.5 Acknowledgements.....	64
4.6 References.....	64
5 Successo riproduttivo.....	67
5.1 Introduzione.....	67
5.2 Materiali e metodi.....	68
5.2.1 Nidi.....	68
5.2.1.1 Esito dei nidi.....	69
5.2.1.2 Fertilità e percentuale di schiusa.....	70
5.2.2 Morfologia e successo riproduttivo.....	70
5.3 Risultati.....	71
5.3.1 Errore nella stima dell'inizio cova.....	71
5.3.2 Periodo di cova.....	72
5.3.3 Analisi del numero di uova per nido.....	73
5.3.4 Differenze tra il primo e i nidi successivi.....	75
5.3.5 Esito nidi.....	77
5.3.6 Fertilità delle uova e percentuale di uova schiuse.....	80
5.3.7 Morfologia delle fagiane e successo riproduttivo.....	82
5.4 Discussione.....	91
5.5 Bibliografia.....	95
6 Sopravvivenza e cause di morte.....	99
6.1 Introduzione.....	99
6.2 Materiali e metodi.....	100
6.2.1 Analisi statistica.....	101
6.3 Risultati.....	101
6.3.1 Cause di morte.....	101
6.3.2 Sopravvivenza.....	103
6.4 Discussione.....	105
6.5 Bibliografia.....	108
7 Are pheasants attracted or repelled by roads?.....	111
7.1 Abstract.....	111
7.2 Introduction.....	111
7.3 Material and methods.....	112
7.4 Results.....	115
7.5 Discussion.....	117
7.6 Acknowledgements.....	117
7.7 References.....	118
8 A comparison among softwares for the estimation of home range.....	119
8.1 Abstract.....	119
8.2 Introduction.....	120
8.3 Materials and Methods.....	121
8.3.1 Animal data sets.....	121
8.3.1.1 Pheasants.....	122

8.3.1.2	Bats.....	122
8.3.1.3	Squirrels.....	123
8.3.2	Computer programs.....	123
8.4	Results.....	125
8.4.1	Home range geometry.....	125
8.4.2	Efficiency of different programs.....	132
8.4.3	Does all this have a biological meaning?.....	133
8.5	Discussion.....	134
8.6	Acknowledgements.....	137
8.7	References.....	138
9	Area vitale del fagiano.....	143
9.1	Introduzione.....	143
9.2	Materiali e metodi.....	144
9.2.1	Analisi statistica.....	145
9.3	Risultati.....	145
9.3.1.1	Home range e morfologia delle fagiane.....	154
9.3.1.2	Home range e successo riproduttivo.....	155
9.4	Discussione.....	156
9.5	Bibliografia.....	159
10	Preferenze ambientali.....	161
10.1	Introduzione.....	161
10.2	Metodi.....	162
10.2.1	Analisi dell'uso del suolo.....	162
10.2.2	Analisi statistica e geografica.....	166
10.3	Risultati.....	168
10.3.1	Uso del suolo.....	168
10.3.2	Uso dell'ambiente da parte delle fagiane.....	175
10.3.2.1	Uso rispetto alla disponibilità ambientale.....	178
III livello CORINE landcover.....	178	
VI livello CORINE landcover.....	182	
10.3.2.2	Analisi geografica.....	188
III livello CORINE landcover.....	200	
Area di studio LN.....	200	
Verifica del modello.....	203	
Area di studio VV.....	206	
Verifica del modello.....	209	
VI livello CORINE landcover.....	213	
Area di studio LN – anno 2005.....	213	
Verifica del modello.....	218	
Area di studio LN – anno 2006.....	220	
Verifica del modello.....	226	
Area di studio VV – anno 2005.....	227	
Verifica del modello.....	231	
Area di studio VV – anno 2006.....	233	
Verifica del modello.....	239	

10.3.3 Confronto tra i modelli.....	241
10.4 Discussione.....	243
10.5 Bibliografia.....	250
11 Discussione generale e conclusioni.....	253
12 Ringraziamenti.....	255
13 Bibliografia generale.....	257

RIASSUNTO

La tesi affronta due linee di studio:

- una metodologica, che sottopone ad una verifica alcune tecniche usate in campo ecologico ma che risultavano in alcuni aspetti non idoneamente verificate;
- una più prettamente ecologica, che mira a descrivere i tempi, gli spostamenti, la sopravvivenza, i dati riproduttivi e di scelta dell'habitat in fagiane selvatiche.

Durante tre stagioni riproduttive sono state seguite femmine di fagiano, tramite radiotracking, in due aree di studio, una di pianura e una collinare, della Provincia di Pisa (Toscana). Le aree sono a divieto di caccia e non sottoposte ad immissioni di fagiani da decine di anni. Gli animali sono stati catturati e rilasciati (nelle stesse aree) immediatamente dopo la marcatura e la misurazione.

Dal punto di vista metodologico:

- si evidenzia la necessità di utilizzare radio di un peso più contenuto rispetto a quanto dimostrato precedentemente;
- si verifica la validità dell'assunto, fondamentale per i censimenti effettuati dall'auto su transetto lineare, che gli animali siano distribuiti in modo casuale rispetto alle strade;
- si invita invece ad utilizzare le localizzazioni, evitando invece interpolazioni tramite l'uso di kernel, per il calcolo dell'home range, in quanto fortemente influenzato dal software.

Dal punto di vista ecologico:

- si confermano la maggior sopravvivenza degli individui selvatici rispetto a quelli allevati ed una loro differenza anche morfologica;
- si riscontra una stabilità, sia temporale che quantitativa, dei parametri di riproduzione;
- si conferma l'importanza della predazione, evidenziando anche l'impatto delle macchine agricole e non, come fattore di mortalità;
- si evidenziano due aree vitali: una preriproduttiva e una riproduttiva e si osserva come l'uso dell'ambiente sia sorprendentemente variabile e legato, oltre che alla disponibilità, anche a caratteristiche sottili di microhabitat.

1 INTRODUZIONE

Il fagiano *Phasianus colchicus* è una specie asiatica e prende il nome dal fiume Phasi che scorre nella regione della colchide (attuale Georgia). È stato introdotto, come altri galliformi, in Europa, in America, in Nord Africa, in Australia e in Nuova Zelanda, per motivi venatori. Vive in aree di media latitudine ad altitudini che vanno dal livello del mare ai 700 m s.l.m. (Cramp e Simmons 1980; Lepage 2009).

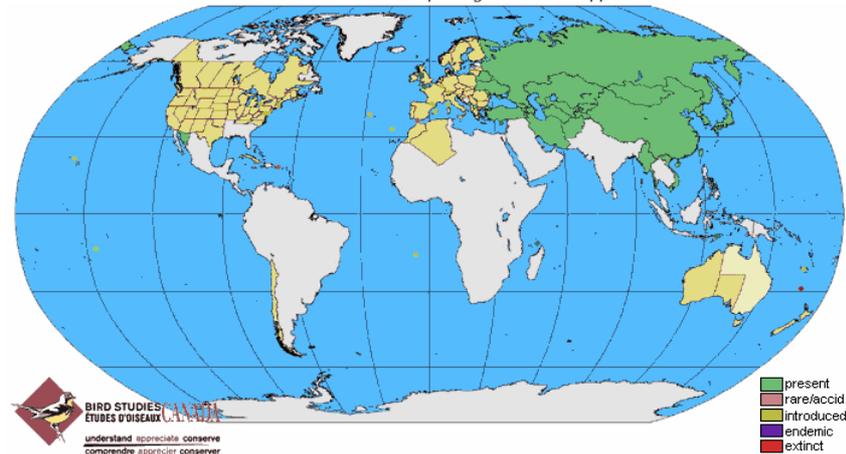


Figura 1.1: Distribuzione del fagiano nel mondo. Fonte: <http://avibase.bsc-eoc.org>

La specie ha un areale mondiale molto esteso Figura 1.1, stimato in 10 milioni di km². La popolazione europea è stimata tra i 6 e gli 8 milioni di individui. Le popolazioni sembrano essere in declino in molte aree del mondo ma non ci sono stime della tendenza a livello mondiale. In Europa, per quanto in declino, il fagiano non risulta essere a rischio di estinzione, secondo i criteri della Red List dell'IUCN; è infatti classificato come Least Concern - LC (BirdLife International 2009).

1.1 Gestione del fagiano in Toscana

In Toscana (dati: Database Faunistico della Regione Toscana), come nel resto di Italia, il fagiano è presente e gestito come specie di interesse venatorio. Sono presenti popolazioni che permangono senza che vengano fatte immissioni, in numerose Zone di Ripopolamento e Cattura (**ZRC**) e Aziende Faunistiche Venatorie (**AFV**) della regione. In altri istituti faunistici e nel territorio a caccia programmata (**TCP**) il fagiano viene, generalmente, immesso ogni anno. Le immissioni vengono fatte con individui giovani provenienti da allevamento oppure con adulti che possono provenire da allevamento e/o da catture effettuate in ZRC e AFV (Figure 1.2 e 1.3).

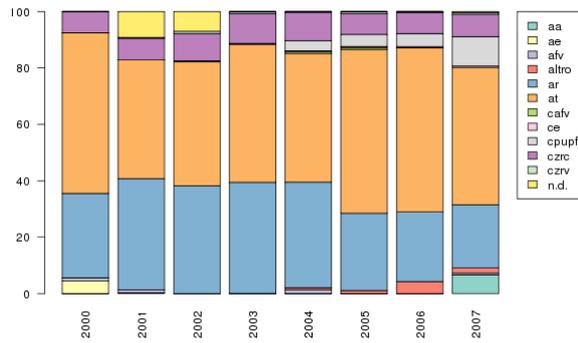


Figura 1.2: Provenienza dei fagiani immessi - andamento annuo (at: allevamento toscano; ar: allevamento di altre regioni italiane; ae: allevamento estero; aa: allevamento amatoriale; czrc: cattura in zrc; czrv: cattura in zrv; calv: cattura in afv; afv: conferimento da afv; ce: cattura estero; n.d.: dato non disponibile; cpupf: centro pubblico produzione fauna; cpipf: centro privato produzione fauna). Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

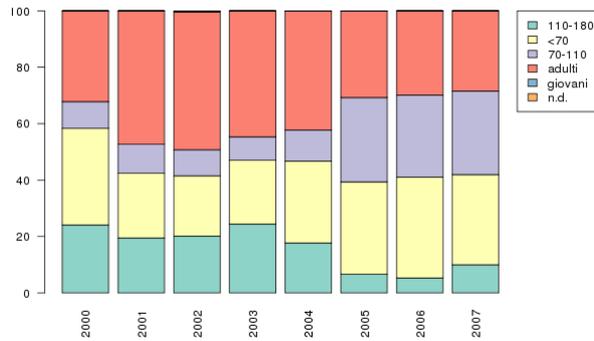


Figura 1.3: Età dei fagiani immessi in Toscana - andamento annuo. Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

Il fagiano è in assoluto la specie che, nella nostra regione, viene immessa in numero maggiore (Figura 1.4) ed è anche la specie obiettivo della maggior parte degli interventi di miglioramento ambientale a fini faunistici. Gli interventi di miglioramento ambientale sono di vario genere ma la forte maggioranza dei finanziamenti è investita per la realizzazione di colture a perdere autunnali e primaverili, effettuate con miscugli di semi diversi, non trattate con anticrittogamici ed erbicidi, al fine di fornire alle popolazioni selvatiche, con particolare riguardo del fagiano, un ambiente idoneo alla alimentazione ed al rifugio (Figure 1.5 e 1.6).

Il numero di fagiani immesso ogni anno nella regione, esclusi quelli relative alle Aziende private (AFV e AAV – Aziende Agrituristiche Venatorie), oscilla tra i 120'000 individui e i 150'000 (Figura 1.7).

Laddove si sono costituite delle popolazioni stabili, i fagiani non vengono immessi, ma vengono annualmente catturati per effettuare immissioni in altre zone. È questa la situazione delle due ZRC utilizzate come aree di studio per questo lavoro di tesi.

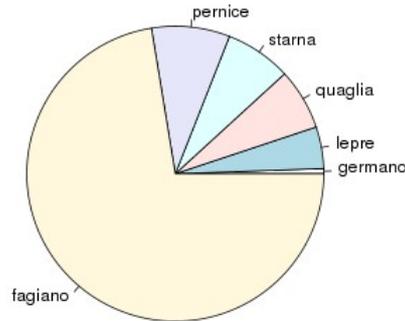


Figura 1.4: Proporzione media annua di animali immessi per le varie specie in Toscana. Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

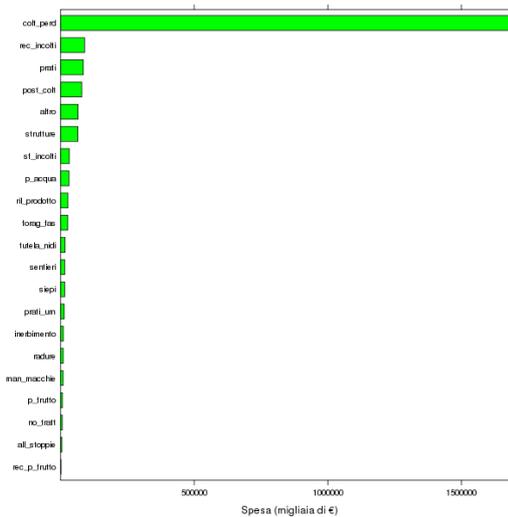


Figura 1.5: Spesa media annuale per i diversi interventi di miglioramento ambientale in Toscana. (all_stoppie: allagamento stoppie; prati_um: creazione e ripristino di prati umidi; forag_fas: gestione dei punti di foraggiamento per fasianidi; tutela_nidi: individuazione e tutela di nidi e covi, adozione della barra d'involo; man_macchie: manutenzione di macchie, siepi e bordi di bosco con vegetazione arbustiva; radure: manutenzione di radure all'interno di superfici boscate; post_colt: posticipazione delle operazioni colturali nei seminativi; colt_perd: realizzazione colture a perdere; prati: realizzazione di prati poliennali; siepi: realizzazione di siepi e boschetti a vegetazione spontanea; rec_incolti: recupero di terreni incolti e

cespugliati; p_acqua: recupero e realizzazione di punti acqua; rec_p_frutto: recupero piante da frutto; ril_prodotto: rilascio di prodotto agricolo; no_tratt: rilascio nei seminativi di fasce non sottoposte a trattamenti chimici; sentieri: ripristino sentieristica; sf_incolti: sfalcio periodico di terreni incolti; strutture: strutture per l'allevamento e l'ambientamento della selvaggina; inerbimento: inerbimento; p_frutto: messa a dimora di piante da frutto).

Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

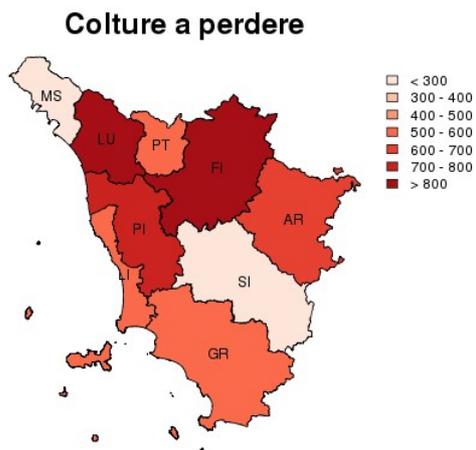


Figura 1.6: Densità di realizzazione delle colture a perdere come miglioramento ambientale a fini faunistici nelle varie province. Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

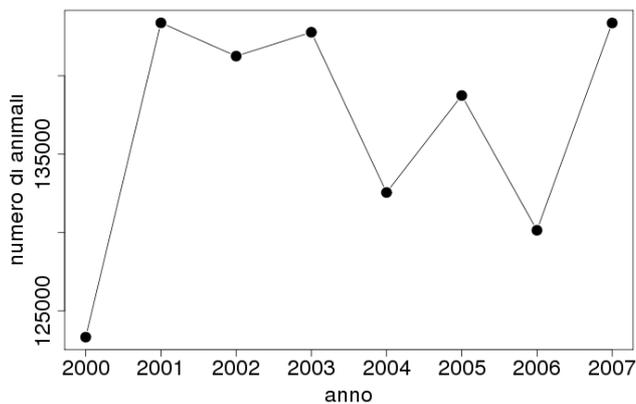


Figura 1.7: Andamento nel tempo delle immissioni di fagiano in Toscana. Fonte: Database Faunistico della Regione Toscana.

1.2 Scopo della tesi

Malgrado l'ampia diffusione di questa specie e il forte interesse economico per motivi venatori, la biologia del fagiano non è chiara in tutti i suoi aspetti. Sono infatti disponibili numerosi dati di tipo gestionale ed esperienze aneddotiche, ma di riscontra una certa carenza di approfondimenti di tipo ecologico.

Alcuni lavori approfondiscono aspetti relativi alla riproduzione, alle preferenze ambientali, al tasso di sopravvivenza, e ad altri aspetti, ma sono an-

cora numerosi gli interrogativi sulla specie. La situazione è complicata dalla distribuzione mondiale molto estesa; grazie a questa infatti il fagiano vive in aree molto diverse tra di loro, con situazioni ambientali ed antropiche molto differenti; dalle zone aride ad ambienti umidi, dalla pianura alla montagna, sebbene non elevata (Cramp e Simmons 1980). L'uso, comune in molte aree del mondo, di immettere animali di allevamento come sostegno alle popolazioni in decremento o con forti attività venatorie, ha aumentato la variabilità comportamentale ed ecologica della specie. L'influenza delle numerosissime immissioni ha fatto sì che le selezioni genetiche, volontarie o meno, e le carenze nell'apprendimento comportamentale legate all'allevamento in cattività, abbiano influito sull'ecologia delle popolazioni selvatiche di questa specie, rendendo più difficile l'individuazione di criteri di lettura applicabili a qualsiasi popolazione.

Come visto precedentemente, il fagiano in Toscana è una specie di forte interesse ed è gestito annualmente tramite foraggiamenti, immissioni e realizzazione di colture apposite al fine di rendere l'ambiente più idoneo alla specie.

Scopi di questa tesi sono stati quindi:

- mettere a punto tecniche di analisi generalmente molto usate in ambito ecologico ma che ci sembravano, almeno in alcuni aspetti, opinabili
- analizzare alcuni aspetti dell'ecologia del fagiano in ambienti antropizzati con struttura agro-ecologica diversa tra loro, in aree chiuse all'attività venatoria e non sottoposte ad immissioni, ma che si inseriscono in un mosaico regionale di aree protette e non protette con gestioni venatorie anche molto intense, in cui vengono effettuate immissioni annuali con soggetti sia di cattura che di allevamento.

Nell'elaborazione dei dati abbiamo utilizzato, oltre alle classiche analisi statistiche, anche tecniche e strumenti fornite dai Sistemi Informativi Territoriali (GIS o SIT). Questi strumenti sono stati utilizzati sia come approfondimento di alcune analisi statistiche, sia con il fine di valutare la capacità predittiva delle analisi svolte, in modo da utilizzarle come base per sistemi di supporto alle decisioni di conservazione e gestione della specie.

1.3 Il progetto entro cui si è svolto questo studio

Questo lavoro si è svolto nell'ambito di un progetto (Progetto MIPI – Miglioramenti ambientali in provincia di Pisa) finalizzato allo studio dei miglioramenti ambientali a fini faunistici, finanziato dalla Regione Toscana e dall'Amministrazione Provinciale di Pisa tra il 2004 e il 2007. Scopo del progetto MIPI era, tra gli altri, quello di studiare la biologia e le preferenze ambientali del fagiano in relazione agli interventi agricoli di miglioramento che annualmente gli Enti Locali finanziano finalizzandoli al mantenimento di questa specie. I risultati prettamente gestionali sono stati esclusi da questa tesi di laurea con la quale ho invece voluto indagare in particolare alcuni aspetti più strettamente comportamentali ed ecologici delle femmine di fagiano.

1.4 Struttura della tesi

La tesi è strutturata in capitoli indipendenti, al fine di rendere la lettura dei diversi argomenti più semplice.

Dopo questa introduzione generale e un capitolo sui materiali e metodi, comuni a tutto lo studio, sono riportati i vari argomenti suddivisi in capitoli. Ogni capitolo, sulla modello di una rivista scientifica, è organizzato in: introduzione, materiali e metodi (specifici per il capitolo stesso), risultati, discussione e bibliografia. Alla fine della tesi una discussione generale riprende brevemente gli argomenti trattati e li analizza nel loro complesso. La bibliografia è fornita sia all'interno di ogni capitolo che, tramite un elenco completo, alla fine della tesi. I capitoli costituiti da argomenti con dati già pubblicati sono riportati come copia della pubblicazione ufficiale (in lingua inglese) anche se resi omogenei agli altri come formato editoriale; quello in preparazione nella versione predisposta al momento della pubblicazione della tesi.

Gli acronimi e le abbreviazioni usati sono riportati in grassetto e definiti la prima volta che appaiono nel testo.

1.5 Bibliografia

BirdLife International. 2009. *Phasianus colchicus*. In *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1. Downloaded on 18 August 2009. www.iucnredlist.org.

Cramp, S., e K. E. L. Simmons. 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 11*. Oxford University Press.

Lepage, D. 2009. *Phasianus colchicus*. *Avibase - the world bird database*. <http://avibase.bsc-eoc.org>.

2 MATERIALI E METODI

2.1 Aree di studio

Per la scelta delle aree di studio è stata effettuata un'analisi delle caratteristiche delle ZRC della provincia di Pisa (Figura 2.1), sulla base dei dati disponibili presso l'Amministrazione Provinciale.

Sono state scelte due aree tra quelle:

- di maggior estensione (le ZRC disponibili oscillavano tra una superficie minima di 400 ha e una massima di 1'400 ha)
- con presenza di fagiani intorno ai 20 fagiani per km² (le densità di fagiano in provincia di Pisa non sono elevate e molte ZRC hanno densità basse: inferiori ai 10 fagiani per km²)
- con assenza di immissioni di fagiani da alcune decine di anni
- con un comitato di gestione attivo che permettesse una buona collaborazione tra i volontari operanti nella zona, gli agricoltori e il nostro gruppo di studio, al fine di limitare al massimo le difficoltà logistiche.

Il fatto di essere zone a divieto di caccia ha permesso di studiare il comportamento del fagiano in assenza di tale fattore di disturbo.

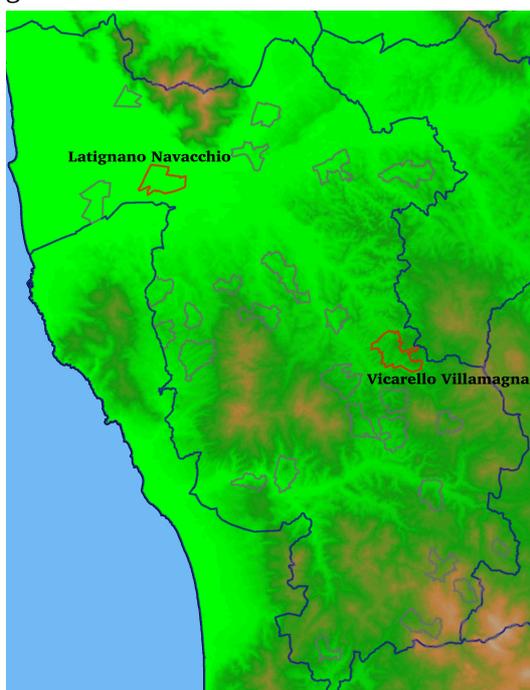


Figura 2.1: Le ZRC della provincia di Pisa con, evidenziate, le due aree scelte per lo studio del fagiano.

2.1.1 ZRC Latignano Navacchio – LN



Figura 2.2: ZRC Latignano Navacchio.

La ZRC Latignano Navacchio (N 43° 39' 0" E 10° 34' 0"; d'ora in poi nominata **LN** per brevità) si estende per circa 1'150 ha ed è costituita per la grande maggioranza (8%) da coltivazioni agricole (Figura 2.2). Ha una discreta presenza di aree urbane o comunque antropizzate. Le aree boscate sono praticamente inesistenti e sono scarse anche le siepi al margine dei campi. È una tipica area coltivata della bassa pianura del fiume Arno.

La densità media di fagiani rilevata nella ZRC negli anni 2000-2004 era di 24.7 fagiani/km² (fonte: Database Faunistico della Regione Toscana).

I dati di uso del suolo rilevati nell'inverno precedente l'inizio dello studio sono riportati nelle Figure 2.3 e 2.4 e nella Tabella 2.1. Per una descrizione dettagliata dei metodi di categorizzazione dell'uso del suolo si veda il capitolo 10, relativo alle preferenze ambientali.

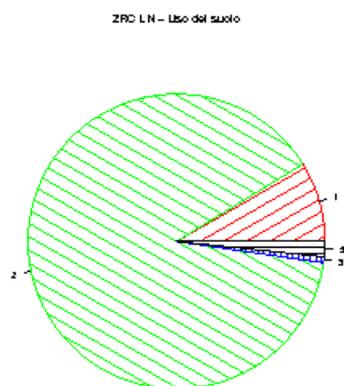


Figura 2.3: Percentuali di uso del suolo al I livello del codice CORINE – Inverno 2004.

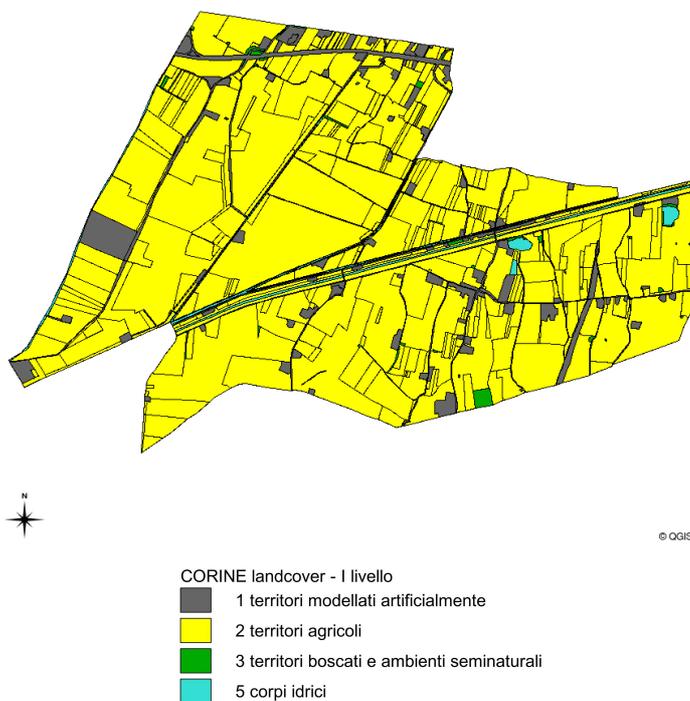


Figura 2.4: Uso del suolo invernale - III livello CORINE landcover - anno 2004 - area di studio LN.

CORINE 1liv.	legenda	area_ha	%
1	territori modellati artificialmente	102.7	8.8
2	territori agricoli	1036.6	88.9
3	territori boscati e ambienti seminaturali	7.7	0.7
5	corpi idrici	19.4	1.7

Tabella 2.1: Uso del suolo della ZRC di Latignano analizzata al I livello del codice CORINE landcover – Inverno 2004.

2.1.2 ZRC Vicarello Villamagna – VV



Figura 2.5: ZRC di Villamagna.

La ZRC di Vicarello Villamagna (d'ora in poi nominata **VV** per brevità) è situata in un'area collinare vicina a Volterra (Figura 2.5), nel sud della provincia di Pisa (N 43° 24' 1"E 10° 51' 36"). Si estende per circa 1'300 ha ed è caratterizzata da una notevole presenza di coltivazioni (78%) alternate ad aree boscate (19%). La percentuale di aree antropiche è decisamente minore rispetto all'area di LN.

La densità media di fagiani rilevata nella ZRC negli anni 2000-2004 era di 20.7 fagiani/km² (fonte: Database Faunistico della Regione Toscana).

I dati di uso del suolo rilevati nell'inverno precedente l'inizio dello studio sono riportati nelle Figure 2.6 e 2.7 e nella Tabella 2.2.

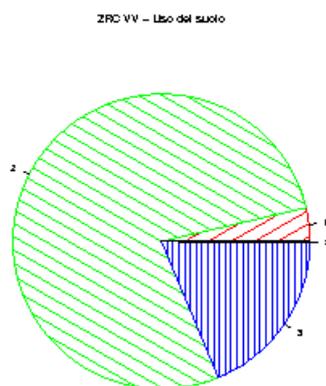


Figura 2.6: Percentuali di uso del suolo al I livello del codice CORINE – Inverno 2004.

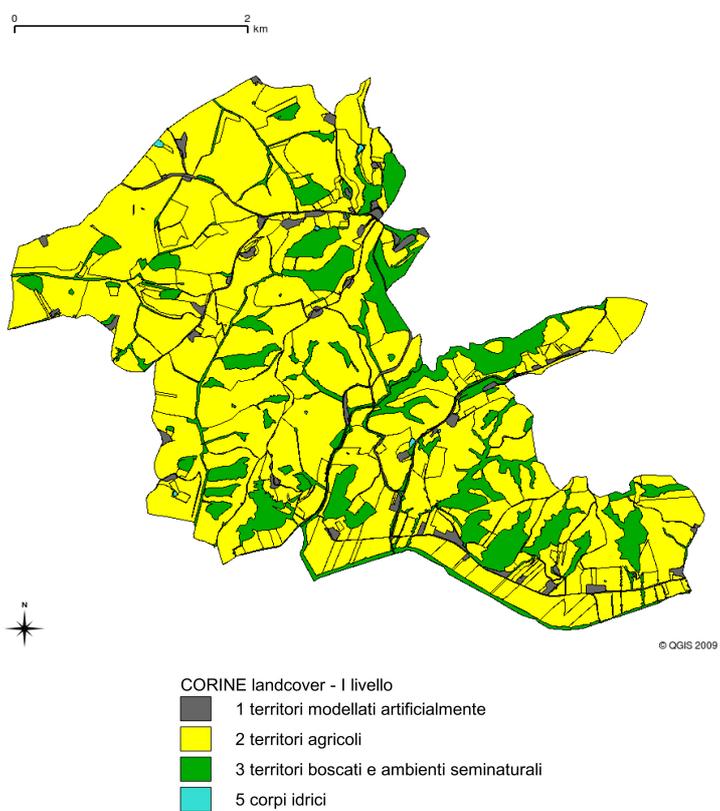


Figura 2.7: Uso del suolo invernale - III livello CORINE landcover - anno 2004 - area di studio VV.

CORINE 1liv.	legenda	area_ha	%
1	territori modellati artificialmente	50.8	3.7
2	territori agricoli	1073.9	77.6
3	territori boscati e ambienti seminaturali	257.4	18.6
5	corpi idrici	2.1	0.1

Tabella 2.2: *Uso del suolo della ZRC di Vicarello Villamagna analizzata al I livello del codice CORINE – Inverno 2004.*

2.2 Periodo

Lo studio si è svolto a partire dal novembre 2004 fino al luglio 2007.

2.3 Animali

Avendo come finalità lo studio dell'ecologia del fagiano e volendo analizzare eventuali fattori limitanti per la specie, abbiamo scelto di marcare con radio trasmettenti esclusivamente le femmine. Il fagiano, come altri galliformi, ha infatti una dinamica di popolazione in cui è critico il successo riproduttivo. Il successo e il mantenimento delle popolazioni in un dato habitat sono quindi legati in particolar modo alle femmine, che si occupano della predisposizione del nido, della cova e dell'allevamento dei piccoli, senza un supporto da parte del maschio in questa fase delicata. Abbiamo ritenuto quindi che la scelta di studiare le femmine in periodo primaverile-estivo fosse il metodo più idoneo a chiarire alcuni punti fondamentali per la comprensione delle dinamiche di questa specie.

Sono state rilasciate nel corso dello studio 104 fagiane femmine munite di radiocollare. Durante il radiotracking è stata inoltre trovata una fagiana, non radiomarcata, sul nido; di questa sono stati utilizzati i dati di nidificazione ma non sono disponibili i dati morfologici e di home range (Tabella 2.3). Di tre fagiane è stato perso il contatto subito dopo il rilascio (quasi certamente per danni alla trasmettente). Gli animali effettivamente seguiti sono quindi 101 per l'home range e 102 per il sito di nidificazione.

	<i>ln</i>	<i>vv</i>
2005	28	30
2006	15	28

Tabella 2.3: Numero di fagiane radiomarcate, divise per area di studio, nei due anni. Sono esclusi i tre individui di cui si è perso il contatto radio nei primissimi giorni.

Durante le catture sono stati misurati anche alcuni fagiani non seguiti successivamente, al fine di aumentare il campione di individui utilizzati per la descrizione della popolazione. La morfologia è stata quindi rilevata su 227 animali (Tabella 2.4).

<i>area studio</i>	<i> sesso</i>	<i>2005</i>	<i>2006</i>	<i>2007</i>	<i>Totale</i>
<i>LN</i>	f	60	32	5	97
	m	32	14	2	48
<i>VV</i>	f	31	33		64
	m	9	9		18
<i>Totale</i>		132	88	7	227

Tabella 2.4: Numero degli animali utilizzati per misurazioni.

Per alcuni confronti (morfologici e di sopravvivenza) sono stati utilizzati anche i dati di fagiani rilevati nell'ambito di altri due progetti:

- fagiani di allevamento – provenienti dall'Allevamento Agricola Forestale di Migliarino (provincia di Pisa), misurati nel marzo 1999, prima di una immissione in Zone di Rispetto Venatorio – d'ora in poi chiamati **allevamento**
- fagiani di cattura – provenienti dall'Azienda Faunistica di Abbadia di Montepulciano (provincia di Siena) misurati nel febbraio 2002, prima di una immissione in Zone di Rispetto Venatorio – d'ora in poi chiamati **cattura**

Malgrado il campione non sia elevato (Tabella 2.5), in particolare riguardo agli animali di cattura, i dati erano stati raccolti in modo omogeneo e, almeno in parte, dalle stesse persone, rispetto a quelli del presente studio.

<i>provenienza</i>	<i> sesso</i>	<i>numero animali</i>
<i>allevamento</i>	f	80
<i>allevamento</i>	m	20
<i>cattura</i>	f	14
<i>cattura</i>	m	5

Tabella 2.5: Fagiani di altri studi utilizzati per i confronti di morfologia.

I fagiani catturati durante il progetto di tesi nelle due aree di studio, ladove confrontati con i dati dei gruppi allevamento e cattura sono definiti per brevità come appartenenti al gruppo **mipi** (dal nome sintetico del progetto provinciale nell'ambito del quale si è svolto il lavoro di tesi).

2.4 Cattura, marcatura e rilascio

Gli animali sono stati catturati durante due sessioni, nei mesi di gennaio-febbraio del 2005 e del 2006.

La cattura è avvenuta tramite ceste a caduta o 'a bertivello' (Della Posta 1985; Figura 2.8) innescate la sera prima (dopo il tramonto in modo da evitare che gli animali cadessero nella trappola durante la notte rischiando così di essere facilmente predati) e controllate tutte le mattine. Le operazioni di cattura sono state svolte dai volontari che operano nelle ZRC, durante le catture annuali per il ripopolamento, previste dall'Amministrazione Provinciale.



Figura 2.8: Trappole per la cattura dei fagiani ('a caduta' in alto, 'a bertivello' in basso).

2.5 Materiale radiotelemetrico

I radiocollari utilizzati (Figura 2.9) erano di ditte diverse (Biotrack, AVM, Televilt e Ziboni) con frequenze comprese tra 151.001 e 151.999 Mhz. Alcune radio recuperate il primo anno sono state montate su fagiane catturate nella seconda sessione. La durata dell'emissione del segnale per questo tipo di radio è stimata dalle case costruttrici in 7-8 mesi.

Il peso totale delle radio (comprensivo di collare) era molto vario con un minimo di 7 g e un massimo di 25 g (peso medio $18.5 \text{ g} \pm 3.0 \text{ SD}$, $N = 99$) e sono state montate sui fagiani in modo casuale. Il carico radio (inteso come peso della radio in rapporto al peso della fagiana) variava dallo 0.7 % al 3.1%.

Sulla resina esterna della radio trasmittente abbiamo inciso (con un trapano di precisione) un numero progressivo che ci ha permesso di riconoscere l'individuo anche in caso di ritrovamento con radio non più funzionante (Figura 2.10).



Figura 2.9: Una delle radiotrasmettenti usate.



Figura 2.10: Radiotrasmittente con inciso il numero di serie.

Le radio riceventi utilizzate erano di due tipi:

- Televilt modello RX81
- Yaesu FT 817

Per la localizzazione abbiamo usato antenne direzionali Yagi a quattro elementi (Televilt Y-4FL) e antenne omnidirezionali montate sul tetto della auto.

2.6 Radiotracking

Gli animali sono stati seguiti due-tre volte la settimana, in orario diurno, tramite radiotracking e localizzati mediante la tecnica della triangolazione.

Durante il monitoraggio, per ogni localizzazione (d'ora in poi **fix**), sono state registrate le coordinate di localizzazione.

Quando la fagiana risultava immobile nello stesso punto per due rilevazioni consecutive (o dall'ascolto del segnale risultava ferma in un ambiente non idoneo) si procedeva all'avvicinamento per verificarne l'eventuale morte. Tutti i resti degli animali morti venivano recuperati, per una analisi più approfondita; sia le caratteristiche del luogo di ritrovamento che l'eventuale presenza di tracce utili per la definizione delle cause di morte, venivano registrate su un'apposita scheda.

In caso di perdita del contatto radio la fagiana veniva cercata all'interno della ZRC e nei dintorni dell'area (in un raggio di circa 3 chilometri) mediante l'uso dell'antenna omnidirezionale montata sull'automobile. Grazie a questo abbiamo rintracciato alcuni individui che avevano compiuto spostamenti notevoli e repentini.

2.7 Gestione ed analisi dati

I fix delle fagiane venivano segnati, durante il lavoro di campo, su mappe stampate e, nell'arco di pochi giorni, inserite in forma vettoriale su geodatabase. L'inserimento e la verifica dei dati (effettuata tramite confronto tra i dati in database e quelli sulle schede, da una persona differente rispetto a quella che l'aveva inserito) venivano fatti nell'arco di pochi giorni. Questo ha permesso di ottenere una buona affidabilità dei dati minimizzando gli errori materiali e permettendo alcune analisi preliminari sugli spostamenti dei fagiani, utili per verificare in tempo reale l'andamento del progetto.

2.8 Software usati

Per questo studio è stato utilizzato esclusivamente software libero (Tufoto & Cavallini 2005), fatto salvo per il confronto tra software, relativo all'analisi dell'home range, che prevedeva l'utilizzo anche di software proprietari.

Il sistema operativo usato è Debian GNU-Linux (Debian Community 2009).

I programmi:

- PostgreSQL (PostgreSQL Global Development Group S.d.)/PostGIS (Refractions Research 2008) come database relazionale e geografico
- GRASS (GRASS Development Team 2008) per le analisi geografiche vettoriali e raster
- QuantumGIS (QuantumGIS Development Team 2008) per la visualizzazione e creazione di mappe

- R project (R Development Core Team 2008) per le analisi statistiche – i pacchetti statistici di base (stats) e i pacchetti: odfweave (Kuhn & Weaston 2008), gplots (Bolker & Lumley S.d.), RODBC (Lapsley & from Oct 2002 B. D. Ripley 2008) , Rcmdr (Fox et al. 2008), Adehabitat (Calenge 2006), spatial (Venables & B. D. Ripley 2002), ROCR (Sing et al. 2005).
- Progetto ANIMOVE (Animove Team 2008)
- Zotero (Center for History and New Media at George Mason University S.d.) per la bibliografia
- Openoffice.org per stesura testi, fogli di calcolo e presentazioni (Openoffice Team S.d.)
- Firefox-Iceweasel (Mozilla Foundation S.d.) per le ricerche su web.

2.9 Analisi statistica

Per tutti i test utilizzati sono stati considerati i seguenti livelli di significatività:

- $P < 0.05$ (contrassegnato nelle tabelle con *)
- $P < 0.01$ (contrassegnato con **)
- $P < 0.001$ (contrassegnato con ***)

Per la descrizione dettagliata delle analisi statistiche fatte si rimanda ai paragrafi relativi ai materiali e metodi dei singoli capitoli.

2.10 Bibliografia

Animove Team, 2008. AniMove - Animal movement methods. Available at: <http://www.faunalia.it/animov/> [Consultato Aprile 24, 2008].

Bolker, G.R.W.I.R.S.C.A.D.C.B.B. & Lumley, T., *gplots: Various R programming tools for plotting data*,

Calenge, C., 2006. The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197, 1035.

Center for History and New Media at George Mason University, *Zotero*, Available at: <http://www.zotero.org/about/>.

Debian Community, 2009. Debian GNU/Linux. www.debian.org. Available at: www.debian.org [Consultato Agosto 26, 2009].

Della Posta, P., 1985. *La caccia con insidie nel grossetano* Grosseto.,

Fox, J. et al., 2008. *Rcmdr: R Commander*, Available at: <http://www.r-project.org>, <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/>.

GRASS Development Team, 2008. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*, Available at: <http://grass.osgeo.org>.

- Kuhn, M. & Weaston, S.**, 2008. *odfWeave: Sweave processing of Open Document Format (ODF) files*,
- Lapsley, O.M. & Ripley, F.O.2.B.D.**, 2008. *RODBC: ODBC Database Access*,
- Mozilla Foundation**, *Mozilla project*, Available at:
<http://www.mozilla.org/about/>.
- Openoffice Team**, Openoffice.org The Free and Open Productivity Suite. *openoffice.org*. Available at: www.openoffice.org [Consultato Agosto 26, 2009].
- PostgreSQL Global Development Group**, *PostgreSQL Database Management System (formerly known as Postgres, then as Postgres95)*, Available at: www.postgresql.org.
- QuantumGIS Development Team**, 2008. *Open Source Geographic Information System (QuantumGIS)*, Available at: <http://qgis.org>.
- R Development Core Team**, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
- Refractions Research**, 2008. *PostGIS spatial database extension to PostgreSQL 1° ed.*, Victoria, Canada: Refractions. Available at:
<http://postgis.refractions.net/>.
- Sing, T. et al.**, 2005. ROCR: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics*, 21(20), 3940–3941.
- Tufto, J. & Cavallini, P.**, 2005. Should wildlife biologists use free software? *Wildlife Biology*, 11(1), 67-76.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D.**, 2002. *Modern Applied Statistics with S* Fourth., New York: Springer. Available at:
<http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>.

3 MORFOLOGIA

3.1 Introduzione

Il fagiano è caratterizzato da un forte dimorfismo sessuale con i maschi più pesanti delle femmine (1'150 g vs 850 g in media con massimi rispettivamente di 1'300 g e 950 g; (Cramp & Simmons 1980). L'allevamento in cattività della specie, con l'uso di effettuare incroci tra sottospecie e di selezionare, in alcuni casi volontariamente, in altri come effetto involontario, alcune caratteristiche rispetto ad altre, ha portato a variabilità morfologiche e comportamentali delle popolazioni di fagiano. Una delle caratteristiche che risultano decisamente modificate è il peso degli individui, parametro su cui è stata fatta, in base alle richieste del mercato venatorio, una selezione attiva a favore di individui più grandi. Risultano infatti, in differenti studi, popolazioni con pesi simili a quelli dei fagiani originari (ad es. Marcstrom, Kenward, e Karlbom 1989; Snyder 1985) o di dimensioni maggiori (ad es. Warner e Etter 1983). Il peso degli animali e il loro carico alare (calcolato come rapporto tra il peso e la lunghezza dell'ala) sono stati messi in relazione con una minor sopravvivenza in natura (Robertson et al. 1993; Papeschi & Petrini 1993; Venturato et al. 2001) e sono considerati come una delle possibili cause di decremento delle popolazioni legate alle immissioni. A questo proposito, laddove possibile, abbiamo confrontato le caratteristiche morfologiche dei fagiani di questo studio, le loro capacità riproduttive e la loro sopravvivenza, con i dati di individui allevati in cattività e rilasciati in natura.

3.2 Materiali e metodi

La misurazione dei soggetti catturati e la marcatura di un campione di essi è stata svolta la mattina presto, in modo da rilasciare nel più breve tempo possibile gli animali nella stessa area in cui erano stati catturati. Gli animali non marcati con radio sono stati invece rilasciati in zone diverse dalla ZRC nell'ambito dei programmi di ripopolamento della Provincia di Pisa.

Le misure effettuate sono state:

- peso (Figura 3.1)
- lunghezza della coda (Figura 3.2)
- lunghezza del tarso (Figura 3.3)
- diametro del tarso (antero-posteriore e latero-mediale; Figura 3.4)
- lunghezza dell'ala
- l'età degli animali è stata valutata tramite la misurazione (Figura 3.5) della borsa di Fabricius (Linduska 1943) suddividendo tra giovani dell'anno e adulti
- il carico alare è stato calcolato come rapporto tra il peso dell'animale e la lunghezza dell'ala (g/cm).



Figura 3.1: Bilancia per la misurazione del peso.



Figura 3.2: Misurazione della coda.



Figura 3.3: Misurazione della lunghezza del tarso.



Figura 3.4: Misurazione del diametro del tarso (antero-posteriore).



Figura 3.5: Apertura della bursa Fabricius e sua misurazione (AA.VV. 1985).



Figura 3.6: Fagiana con radiocollare.

Le fagiane rilasciate sono state marcate con:

- radio trasmittente a collare (Figura 3.6)
- anello di alluminio con numerazione progressiva (per permettere il riconoscimento in caso di ritrovamento di resti senza radio)

- anello di plastica colorato per facilitare il riconoscimento (come animale radiomarcato) in caso di avvistamento durante i sopralluoghi; il radiocollare infatti è spesso poco visibile anche con l'ausilio del binocolo.

3.2.1 Analisi statistica

Le distribuzioni sono state analizzate con il test di Shapiro, l'omoschedasticità delle distribuzioni con il test di Bartlett, le correlazioni tramite il test di Pearson. I confronti tra gruppi sono stati fatti tramite modelli lineari generali e Wilcoxon test. Per il confronto tra i gruppi è stata fatta un'analisi discriminante.

3.3 Risultati

Come descritto nel paragrafo dei materiali e metodi, per le analisi dei dati morfologici abbiamo fatto una comparazione con misure di fagiani seguiti in progetti precedenti.

I gruppi considerati per il confronto sono quindi:

- mipi: animali del presente studio, suddivisi nelle due aree di studio, LN e VV
- allevamento
- cattura.

3.3.1 Distribuzione dei dati

Le distribuzioni, considerando tutti i dati cumulati e senza distinzione di sessi, risultano non normali (per tutti i parametri $P < 0.001$; Figura 3.7).

Analizzando separatamente le femmine e i maschi, si mantengono delle forti differenze dalla distribuzione normale che mostrano la presenza di diverse popolazioni all'interno dei campioni (Tabella 3.1).

Suddividendo invece tra i gruppi (mipi, allevamento e cattura) i dati risultano più vicini ad una distribuzione normale, vedi paragrafi successivi.

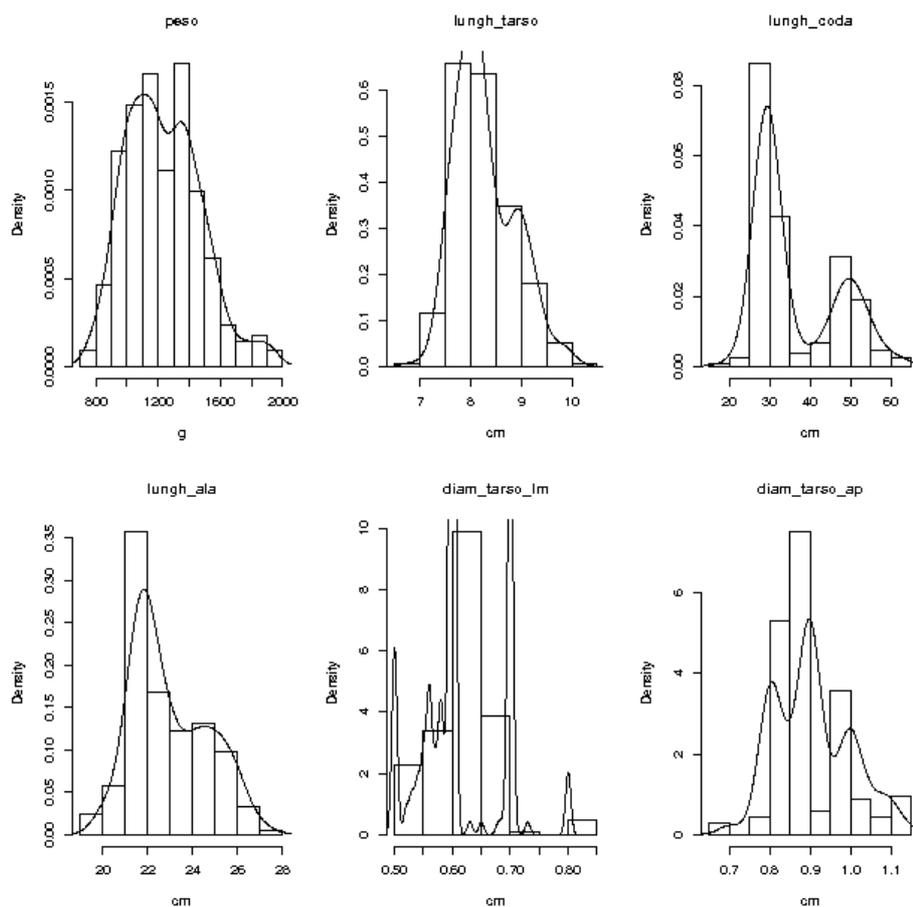


Figura 3.7: Distribuzione dei dati morfologici considerando tutti i dati insieme (allevamento, cattura, LN e VV), non suddivisi per sessi.

	<i>femmine</i>	<i>maschi</i>
<i>Parametro</i>	W (P)	W (P)
<i>peso</i>	0.98 (< 0.001***)	0.96 (< 0.01**)
<i>lungh_tarso</i>	0.97 (< 0.001***)	0.97 (0.04*)
<i>lungh_coda</i>	0.94 (< 0.001***)	0.98 (0.09)
<i>lungh_ala</i>	0.98 (0.03*)	0.97 (0.05*)
<i>diam_tarso_lm</i>	0.77 (< 0.001***)	0.77 (< 0.001***)
<i>diam_tarso_ap</i>	0.91 (< 0.001***)	0.92 (< 0.001***)

Tabella 3.1: Riassunto del test di Shapiro per la normalità della distribuzione dei dati, considerando tutti i gruppi insieme e distinguendo per sesso.

3.3.1.1 Distribuzione dei dati morfologici del gruppo mipi

Il peso risulta distribuito in modo normale in entrambi i sessi. La lunghezza dell'ala si discosta dalla normalità nelle femmine, anche se con un livello di significatività non altissimo, ma non nei maschi. La non normalità degli altri parametri (Figure 3.8-3.9 e Tabella 3.2) ci ha spinto a verificare tale distribuzione analizzando separatamente le due aree di studio.

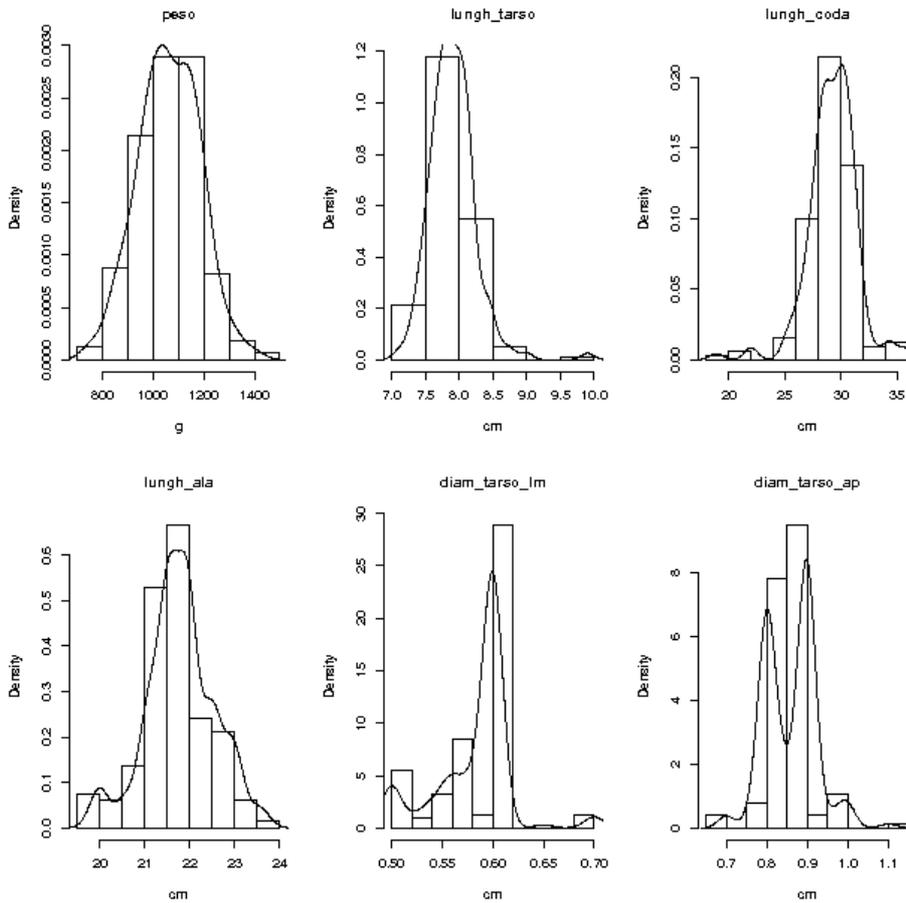


Figura 3.8: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nelle femmine del gruppo mipi.

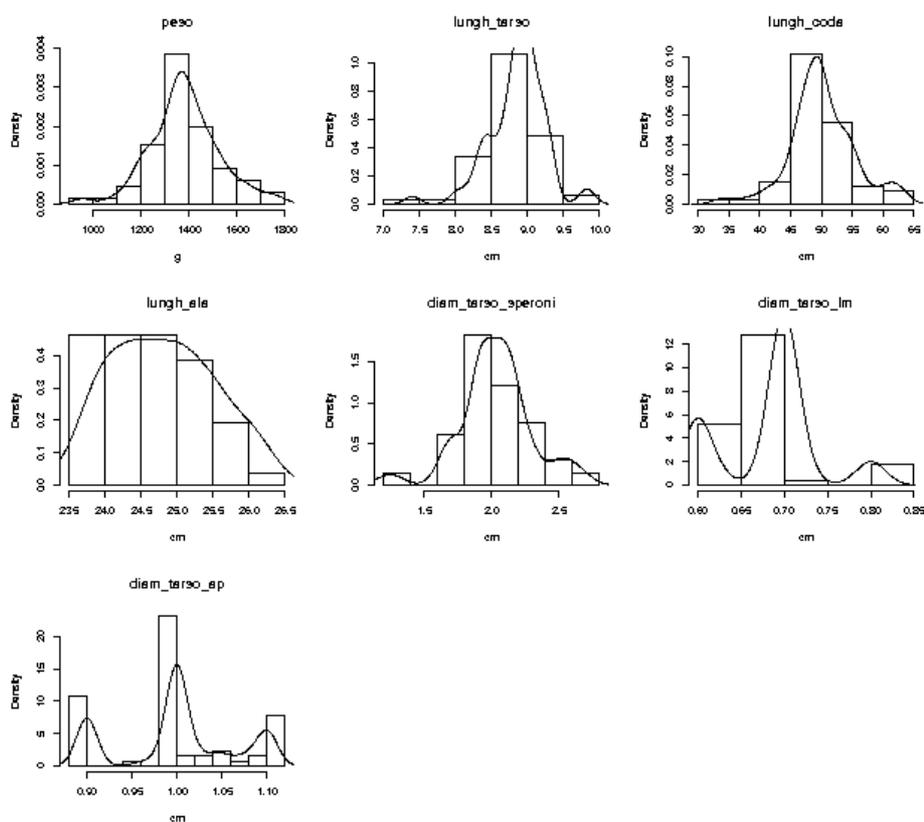


Figura 3.9: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nei maschi del gruppo mipi.

	<i>femmine</i>	<i>maschi</i>
<i>Parametro</i>	W (P)	W (P)
<i>peso</i>	0.10 (0.97)	0.98 (0.56)
<i>lungh_tarso</i>	0.92 (< 0.001)***	0.93 (0.003) **
<i>lungh_coda</i>	0.93 (< 0.001)***	0.96 (0.04) *
<i>lungh_ala</i>	0.98 (0.03) *	0.95 (0.46)
<i>diam_tarso_lm</i>	0.77 (< 0.001) ***	0.76 (< 0.001) ***
<i>diam_tarso_ap</i>	0.88 (< 0.001) ***	0.86 (< 0.001) ***

Tabella 3.2: Riassunto del test di Shapiro per la normalità della distribuzione dei dati, per il gruppo mipi.

Analizzando separatamente gli animali delle due aree di studio, la situazione cambia anche se solo parzialmente (Figure 3.10-3.13 e Tabella 3.3). I parametri che si distinguono dalla normalità sono, oltre alle misure di diametro del

tarso, sostanzialmente le misure di lunghezza coda e lunghezza tarso delle femmine di VV.

Il dato relativo alle due misure di diametro del tarso è probabilmente da attribuire al livello di precisione della misura in oggetto. I diametri infatti sono stati registrati con una precisione a livello di millimetro che non permette un'accuratezza adeguata.

Questa situazione ci impone qualche cautela nell'interpretazione delle statistiche parametriche utilizzate in seguito ma non è abbastanza forte da impedirne l'uso. Quando il campione è ragionevolmente alto, test parametrici quali t-test, regressioni lineari e ANOVA sono generalmente robusti (Gangestad & Thornhill 1998).

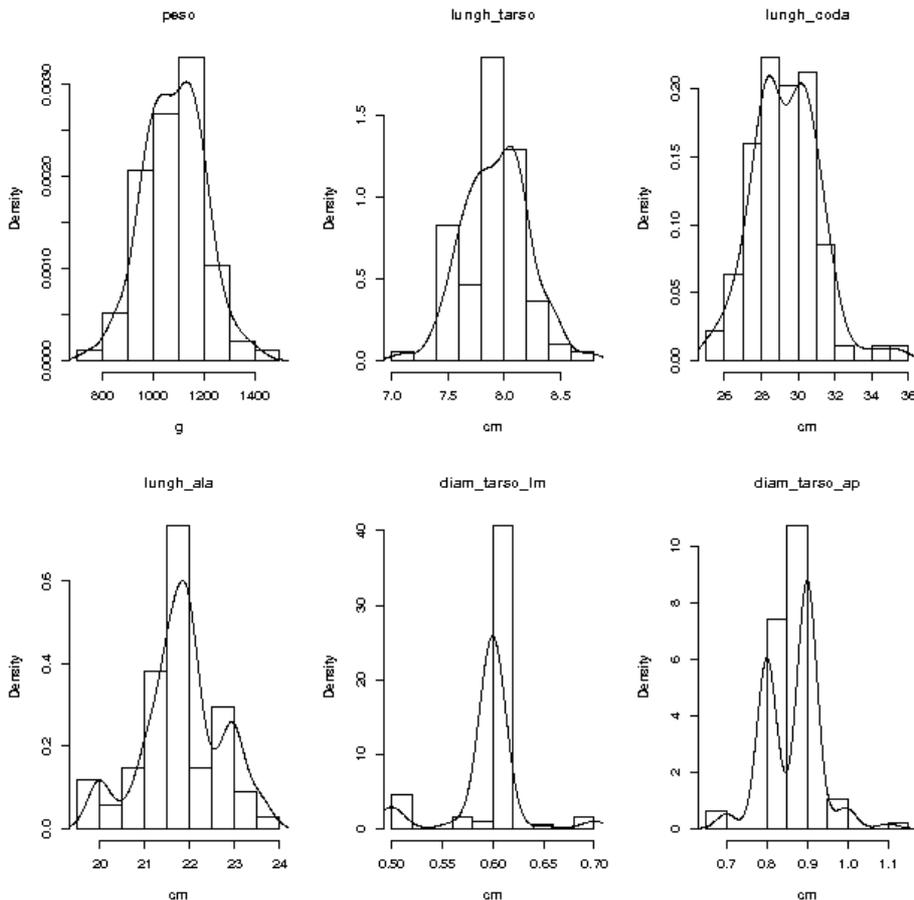


Figura 3.10: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nelle femmine dell'area di studio di LN.

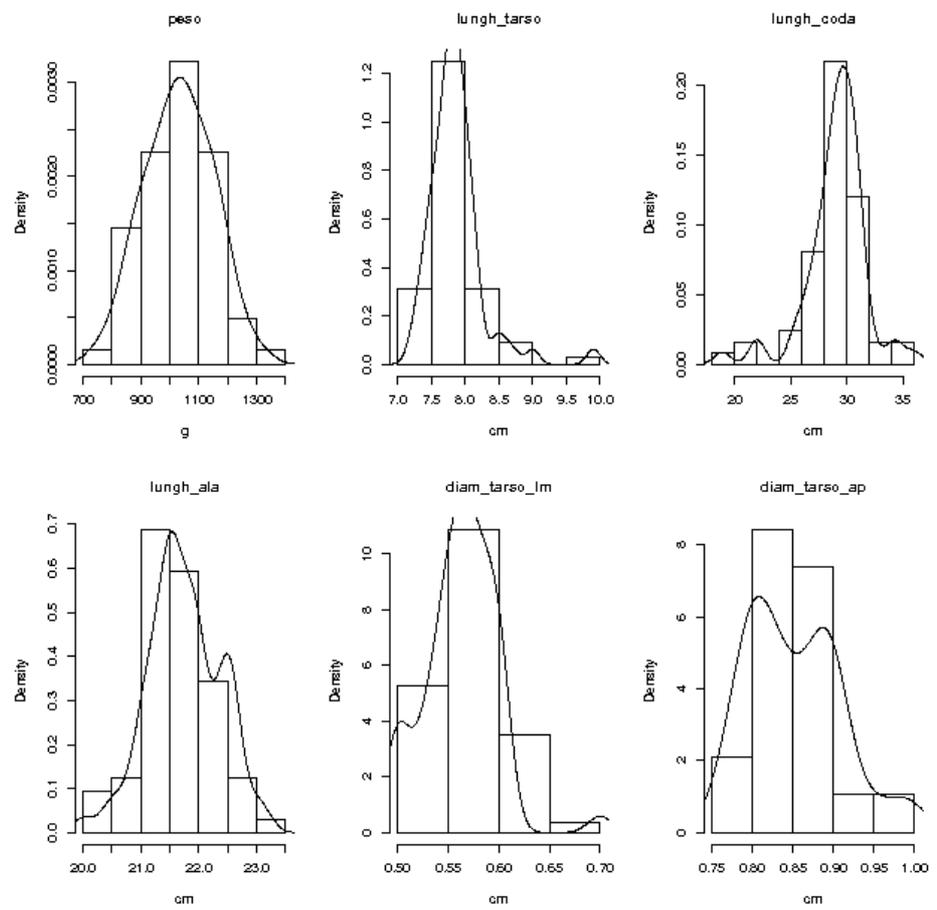


Figura 3.11: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nelle femmine dell'area di studio di VV.

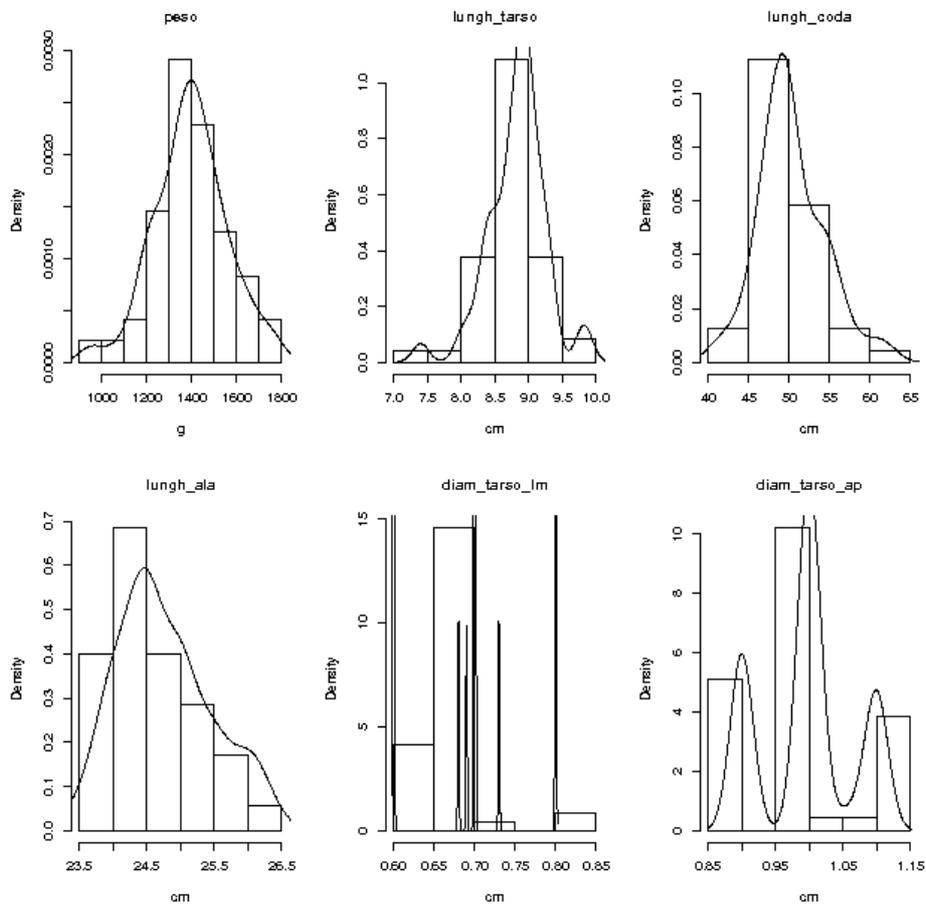


Figura 3.12: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nei maschi dell'area di studio di LN.

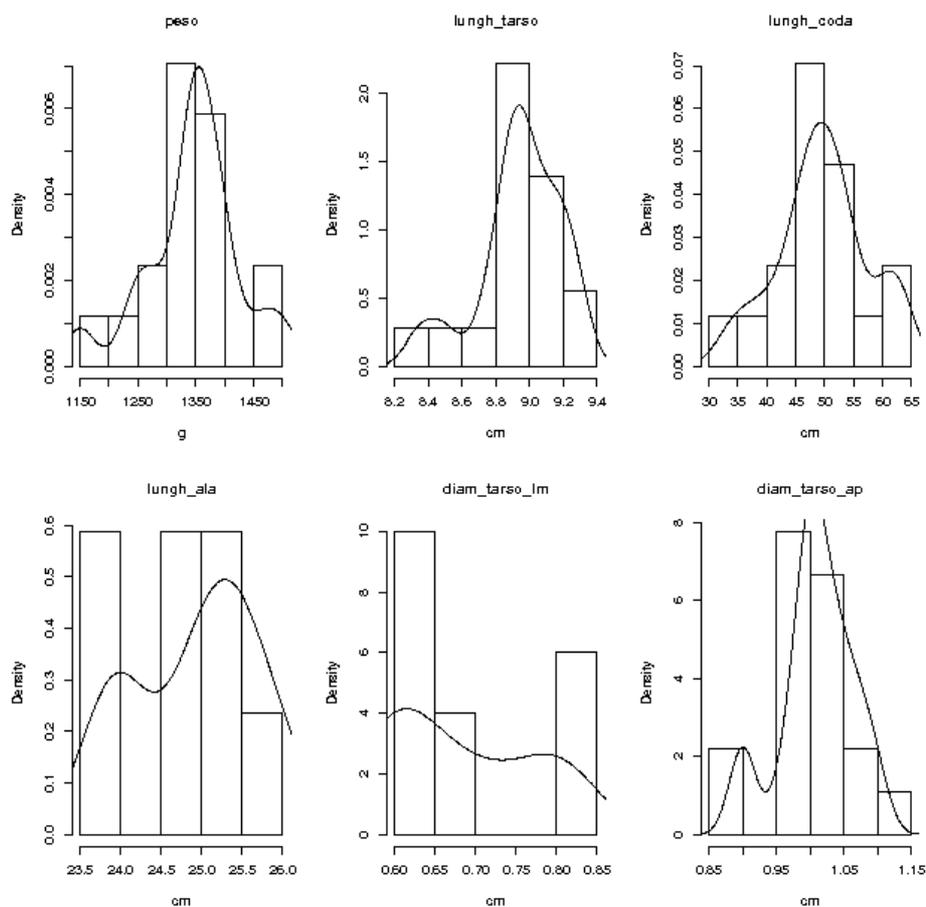


Figura 3.13: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nei maschi dell'area di studio di VV.

parametro	<i>femmine</i>		<i>maschi</i>	
	LN W (P)	VV W (P)	LN W (P)	VV W (P)
<i>peso</i>	0.99 (0.97)	0.99 (0.99)	0.99 (0.96)	0.95 (0.57)
<i>lungh_tarso</i>	0.98 (0.28)	0.82 (< 0.001) ***	0.94 (0.04) *	0.93 (0.21)
<i>lungh_coda</i>	0.98 (0.13)	0.90 (<0.001) ***	0.97 (0.19)	0.97 (0.85)
<i>lungh_ala</i>	0.97 (0.05) *	0.98 (0.31)	0.95 (0.11)	0.90 (0.08)
<i>diam_tarso_lm</i>	0.54 (< 0.001) ***	0.91 (< 0.001) ***	0.68 (< 0.001) ***	0.78 (0.01) **
<i>diam_tarso_ap</i>	0.82 (< 0.001) ***	0.94 (< 0.001) ***	0.82 (< 0.001) ***	0.94 (0.34)

Tabella 3.3: Riassunto risultati del test di Shapiro applicato separatamente alle popolazioni delle due aree di studio.

3.3.1.2 Distribuzione dei dati morfologici del campione di fagiani allevamento

Nel caso dei fagiani di allevamento non era stato misurato il diametro del tarso latero-mediano.

Fatta eccezione per la lunghezza del tarso nelle femmine (che risulta significativamente diversa da una distribuzione normale, anche se non fortemente) i parametri fisici risultano distribuiti in modo normale (Figure 3.14-3.15 e Tabella 3.4).

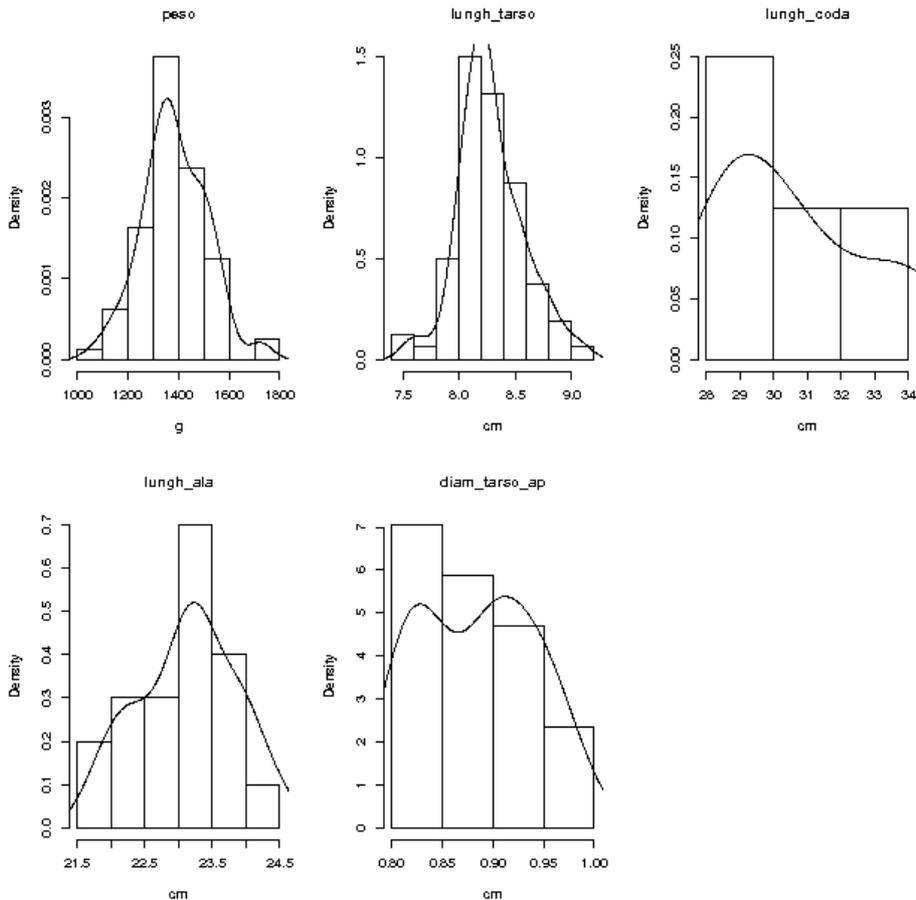


Figura 3.14: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nelle femmine del gruppo allevamento.

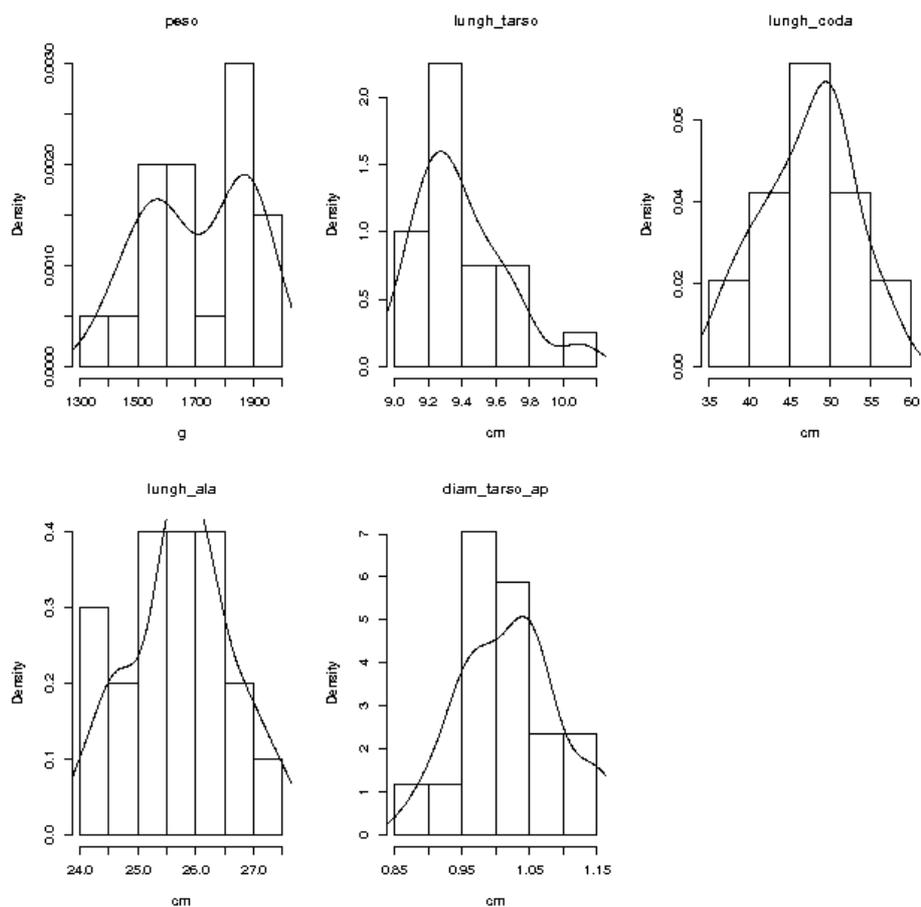


Figura 3.15: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nei maschi del gruppo allevamento.

	<i>femmine</i>	<i>maschi</i>
<i>Parametro</i>	W (P)	W (P)
<i>peso</i>	0.99 (0.7)	0.92 (0.09)
<i>lungh_tarso</i>	0.97 (0.03*)	0.93 (0.17)
<i>lungh_coda</i>	0.87 (0.31)	0.97 (0.75)
<i>lungh_ala</i>	0.97 (0.75)	0.98 (0.97)
<i>diam_tarso_ap</i>	0.92 (0.16)	0.96 (0.59)

Tabella 3.4: Riassunto del test di Shapiro per la normalità della distribuzione dei dati nel gruppo allevamento.

3.3.1.3 Distribuzione dei dati morfologici del campione di fagiani cattura

Come nel caso del gruppo allevamento anche per i fagiani del gruppo cattura non era disponibile la misura del diametro del tarso latero-mediale.

Il dato relativo ai fagiani di cattura è poco significativo a causa del bassissimo numero di soggetti misurati. Si tratta infatti di 14 femmine e 5 maschi. Per questi ultimi non si riporta quindi il risultato del test di normalità di Shapiro (Figura 3.16 e Tabella 3.5).

I parametri fisici risultano distribuiti in modo normale nel gruppo di cattura.

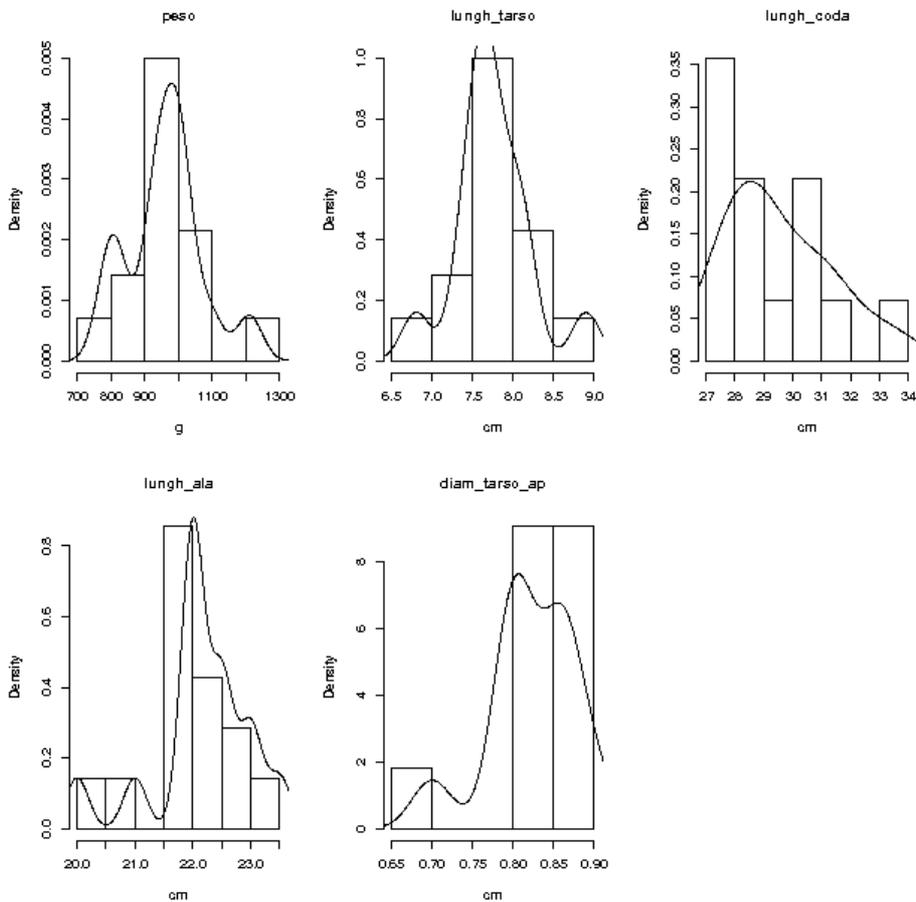


Figura 3.16: Istogrammi delle distribuzioni dei vari parametri nelle femmine del gruppo cattura.

<i>femmine</i>	
<i>Parametro</i>	W (P)
<i>peso</i>	0.9502 (0.56)
<i>lungh_tarso</i>	0.9355 (0.36)
<i>lungh_coda</i>	0.9265 (0.27)
<i>lungh_ala</i>	0.8873 (0.07)
<i>diam_tarso_ap</i>	0.8689 (0.08)

Tabella 3.5: Riassunto del test di Shapiro per la normalità della distribuzione dei dati nel gruppo cattura.

3.3.2 Medie

Pur mantenendo una certa cautela nel valutare i dati delle medie per quei parametri che non risultano distribuiti in modo normale, si possono riassumere i dati morfologici dei vari gruppi di fagiani; si riportano anche mediana e quantili per confronto (Tabelle 3.6-3.15).

<i>parametro</i>	<i>media</i>	<i>sd</i>	<i>25%</i>	<i>mediana</i>	<i>75%</i>	<i>n</i>
<i>peso</i>	1062.31	120.66	980	1060	1148.5	159
<i>lungh_tarso</i>	7.90	0.34	7.7	7.9	8.1	161
<i>lungh_coda</i>	29.23	2.19	28.07	29.35	30.5	156
<i>lungh_ala</i>	21.79	0.76	21.47	21.8	22.23	132
<i>diam_tarso_ap</i>	0.86	0.06	0.8	0.88	0.9	154
<i>diam_tarso_lm</i>	0.58	0.04	0.56	0.6	0.6	154

Tabella 3.6: Riassunto delle misure per le femmine mipi.

<i>parametro</i>	<i>media</i>	<i>sd</i>	<i>25%</i>	<i>mediana</i>	<i>75%</i>	<i>n</i>
<i>peso</i>	1382.15	145.78	1310	1370	1460	65
<i>lungh_tarso</i>	8.86	0.39	8.7	8.9	9.08	66
<i>lungh_coda</i>	50.14	5.29	47.4	49.8	53	65
<i>lungh_ala</i>	24.81	0.71	24.30	24.9	25.43	52
<i>diam_tarso_lm</i>	0.68	0.06	0.99	1	1.03	58
<i>diam_tarso_ap</i>	0.10	0.06	0.64	0.7	0.7	65

Tabella 3.7: Riassunto delle misure per i maschi mipi.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
peso	1082.39	118.44	1000	1080	1170	97
lungh_tarso	7.93	0.29	7.7	7.9	8.1	97
lungh_coda	29.35	1.79	28.23	29.4	30.5	94
lungh_ala	21.84	0.87	21.5	21.9	22.33	68
diam_tarso_ap	0.86	0.07	0.8	0.9	0.9	97
diam_tarso_lm	0.59	0.036	0.6	0.6	0.6	97

Tabella 3.8: Riassunto delle misure per le femmine mipi-LN.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
peso	1030.89	118.28	955.75	1035	1118.5	62
lungh_tarso	7.86	0.41	7.66	7.8	8	64
lungh_coda	29.06	2.70	28.03	29.25	30.5	62
lungh_ala	21.74	0.62	21.4	21.7	22.05	64
diam_tarso_ap	0.85	0.06	0.8	0.84	0.9	57
diam_tarso_lm	0.56	0.04	0.54	0.56	0.58	57

Tabella 3.9: Riassunto delle misure per le femmine mipi-VV.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
peso	1395.52	161.14	1310	1390	1488.75	48
lungh_tarso	8.83	0.43	8.6	8.9	9	48
lungh_coda	50.30	4.12	47.88	49.9	53	48
lungh_ala	24.76	0.70	24.3	24.5	25.05	35
diam_tarso_ap	0.10	0.07	0.95	1	1	47
diam_tarso_lm	0.68	0.05	0.7	0.7	0.7	48

Tabella 3.10: Riassunto delle misure per i maschi mipi-LN.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
peso	1344.41	81.74	1320	1350	1390	17
lungh_tarso	8.95	0.24	8.87	8.95	9.11	18
lungh_coda	49.69	7.85	46	49.8	54	17
lungh_ala	24.91	0.75	24	25	25.5	17
diam_tarso_lm	0.68	0.09	0.99	1	1.05	10
diam_tarso_ap	1.01	0.05	0.6	0.67	0.78	18

Tabella 3.11: Riassunto delle misure per i maschi di mipi-VV

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
<i>peso</i>	1384.16	126.88	1305	1372	1485	80
<i>lungh_tarso</i>	8.28	0.29	8.1	8.24	8.49	80
<i>lungh_coda</i>	30.60	2.41	28.85	29.90	31.65	4
<i>lungh_ala</i>	23.13	0.74	22.7	23.2	23.58	20
<i>diam_tarso_ap</i>	0.88	0.06	0.83	0.9	0.93	17

Tabella 3.12: Riassunto delle misure per le femmine allevamento.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
<i>peso</i>	1705.50	181.24	1542.5	1710	1882.5	20
<i>lungh_tarso</i>	9.39	0.26	9.22	9.35	9.55	20
<i>lungh_coda</i>	47.21	5.50	43.65	48.6	50.75	19
<i>lungh_ala</i>	25.75	0.90	25.38	25.75	26.25	20
<i>diam_tarso_ap</i>	1.02	0.07	0.96	1.04	1.05	17

Tabella 3.13: Riassunto delle misure per i maschi allevamento.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
<i>peso</i>	961.71	113.30	915	962.5	1011.25	14
<i>lungh_tarso</i>	7.76	0.48	7.55	7.68	8.00	14
<i>lungh_coda</i>	29.54	1.83	28	29	30.88	14
<i>lungh_ala</i>	22.14	0.86	22	22	22.5	14
<i>diam_tarso_ap</i>	0.82	0.05	0.8	0.81	0.86	11

Tabella 3.14: Riassunto delle misure per le femmine cattura.

parametro	media	sd	25%	mediana	75%	n
<i>peso</i>	1265.00	193.49	1140	1175	1280	5
<i>lungh_tarso</i>	9.28	0.44	9	9	9.5	5
<i>lungh_coda</i>	52.50	1.91	51.5	53	54	4
<i>lungh_ala</i>	25.36	0.79	25	25	25.8	5
<i>diam_tarso_ap</i>	0.95	0.07	0.9	0.9	1	5

Tabella 3.15: Riassunto delle misure per i maschi cattura.

3.3.3 *Peso e carico alare*

Il carico alare è, come atteso, correlato con il peso. Abbiamo verificato l'entità di tale correlazione nei fagiani del progetto di tesi per confrontarla con quella calcolata su animali di allevamento.

Nei fagiani utilizzati per questo studio la correlazione tra peso e carico alare risulta del 92% (Figura 3.17).

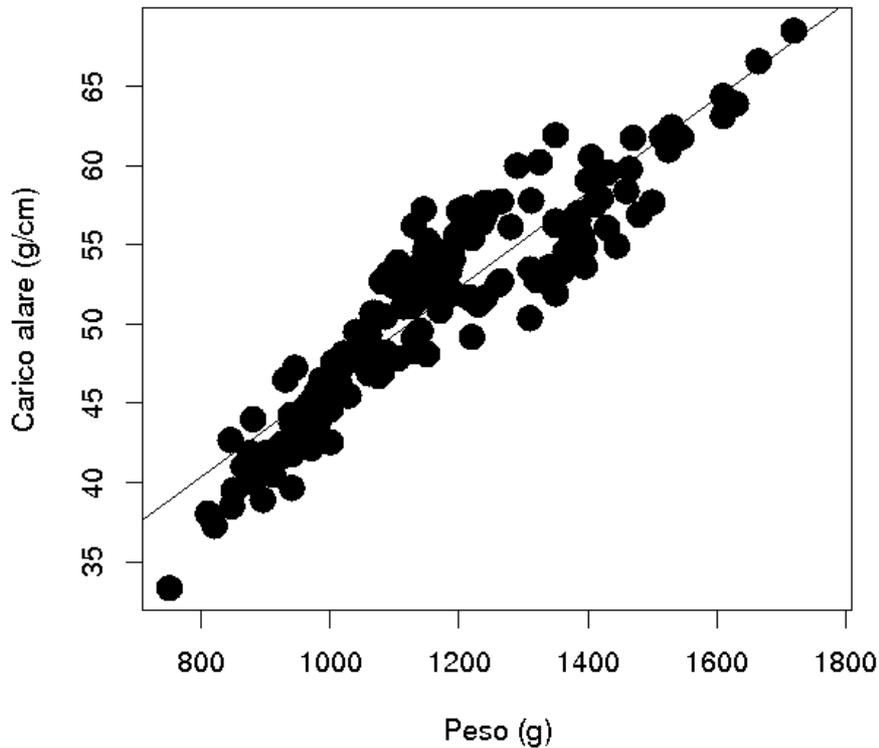


Figura 3.17: Rapporto tra le misure di peso e di carico alare.

La correlazione è confermata anche analizzando separatamente i due sessi (femmine: $r = 0.95$, intercetta (b) = 2.2, coefficiente (a) = 0.0438; maschi: $r = 0.94$, intercetta (b) = 6.5, coefficiente (a) = 0.0356; Figura 3.18).

Il carico alare è significativamente diverso nei due sessi (mediana: 48.99 per le femmine e 56.20 per i maschi; Wilcoxon test: $W = 1070.5$, $P < 0.001$). Il carico alare minore delle femmine è dovuto al loro minor peso. A parità di peso tra maschi e femmine però, queste ultime hanno un carico alare maggiore.

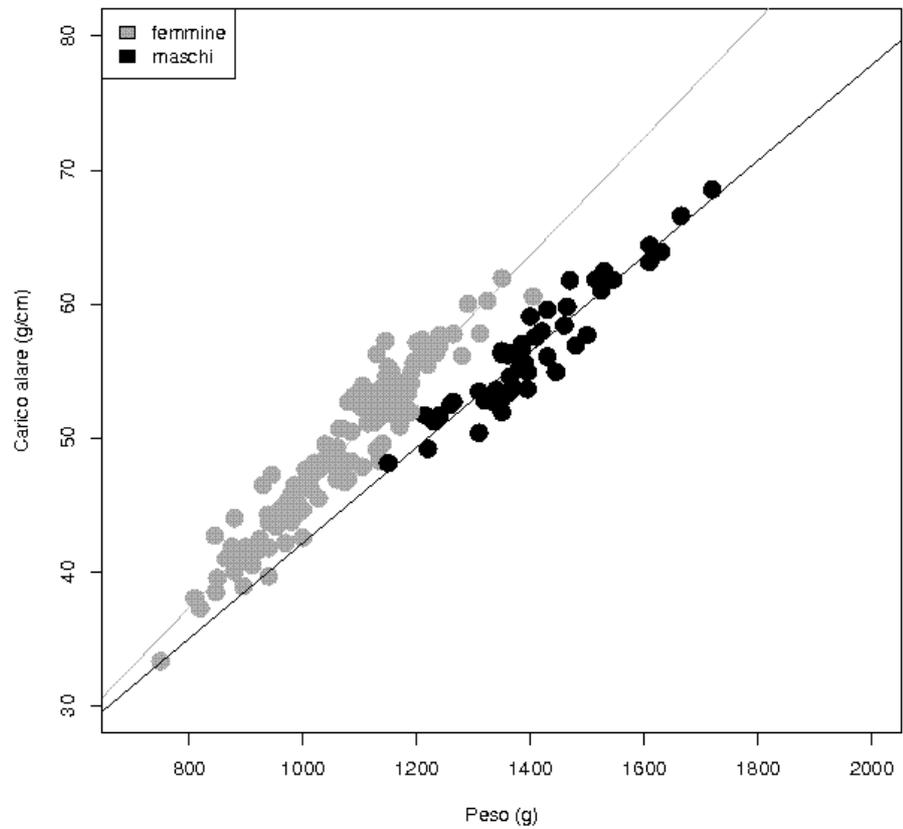


Figura 3.18: Rapporto tra carico alare e peso nei fagiani, suddiviso per sessi nel gruppo mipi.

Utilizzando i dati degli animali di allevamento abbiamo verificato come, anche in questi, la forte correlazione tra peso e carico alare sia confermata (Figura 3.19).

Negli animali di allevamento la correlazione è del 88% per le femmine e del 95% per i maschi femmine: $r = 0.88$, intercetta (b) = 12.6, coefficiente (a) = 0.0343; maschi: $r = 0.95$, intercetta (b) = 11.5, coefficiente (a) = 0.0321).

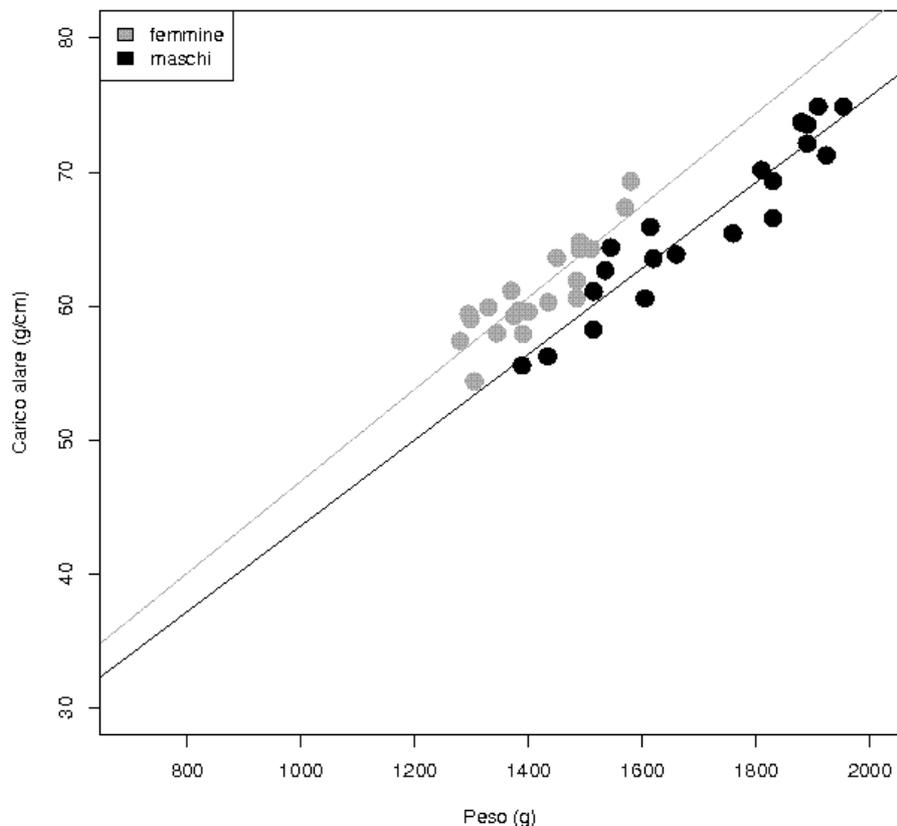


Figura 3.19: Rapporto tra carico alare e peso nei fagiani, suddiviso per sessi nel gruppo allevamento.

Risulta inoltre una differenza significativa tra il carico alare nei due sessi e tra gruppo mipi e allevamento (Tabella 3.16).

<i>parametro</i>	<i>stima</i>	<i>errore standard</i>	<i>T</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>	4.79	1.38	3.46	< 0.001***
<i>peso</i>	0.04	0.00	41.13	< 0.001***
<i>sessi</i>	-5.98	0.40	-14.65	< 0.001***
<i>tipo</i>	1.98	0.45	4.43	< 0.001***

Tabella 3.16: Risultati del modello lineare generale per il carico alare tra peso, sesso e tipo (allevamento/mipi).

Data la forte correlazione tra il peso e il carico alare, malgrado sia stata messa in evidenza l'influenza del carico alare sulla sopravvivenza dei fagiani di allevamento (Petrini et al. 1995; Venturato et al. 2001), per le analisi di questo studio è stata utilizzata esclusivamente la misura del peso.

3.3.4 Confronto con fagiani di allevamento e cattura

Dalle notizie forniteci dalla Amministrazione Provinciale di Pisa, ente gestore delle due aree di studio, risulta che le due ZRC non siano state, da decenni, oggetto di immissione di animali di allevamento. Al fine di confermare, almeno su base morfologica, questo dato, abbiamo effettuato un'analisi discriminante utilizzando i dati morfologici di questi fagiani confrontati con i gruppi allevamento e cattura.

Per l'analisi di confronto tra i gruppi (Figure 3.20-3.23) abbiamo escluso le misure di diametro del tarso per la forte non normalità della distribuzione ed il livello non idoneo di precisione relativo a tale misura.

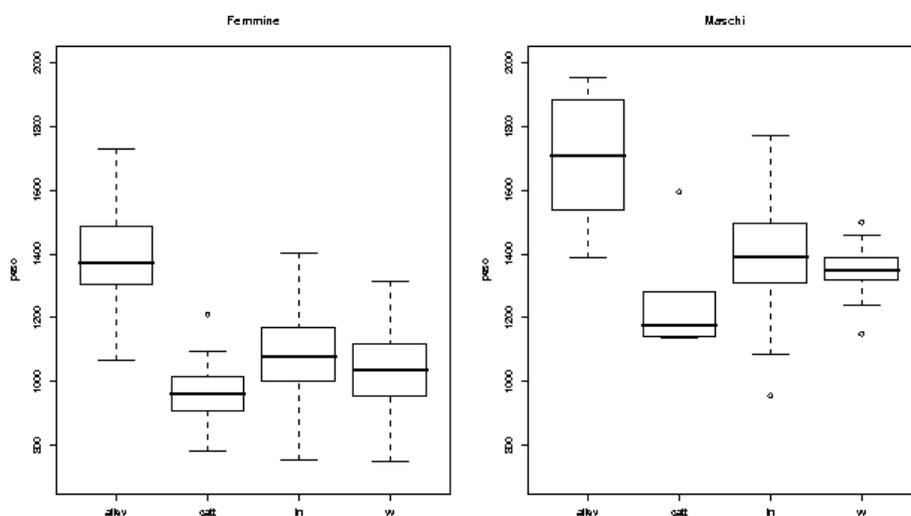


Figura 3.20: Confronto tra i gruppi di fagiani per il parametro peso (g).

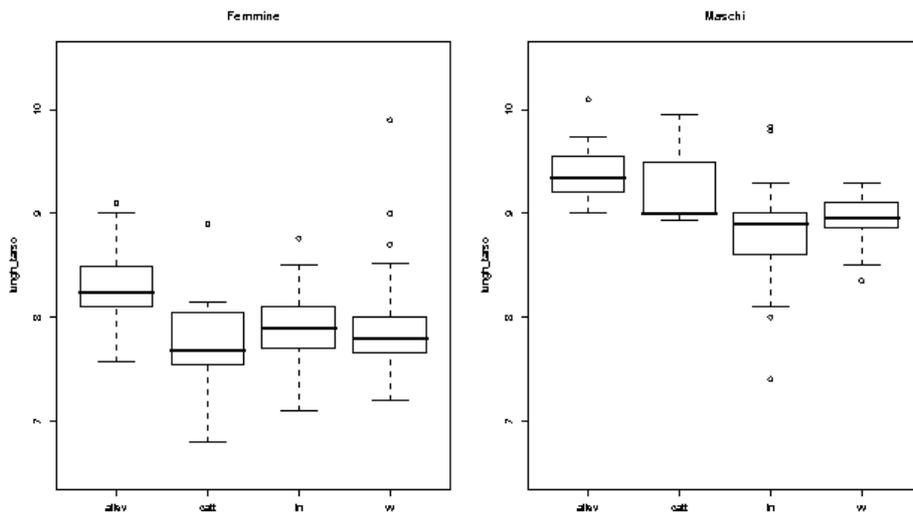


Figura 3.21: Confronto tra i gruppi di fagiani per il parametro lunghezza tarso (cm).

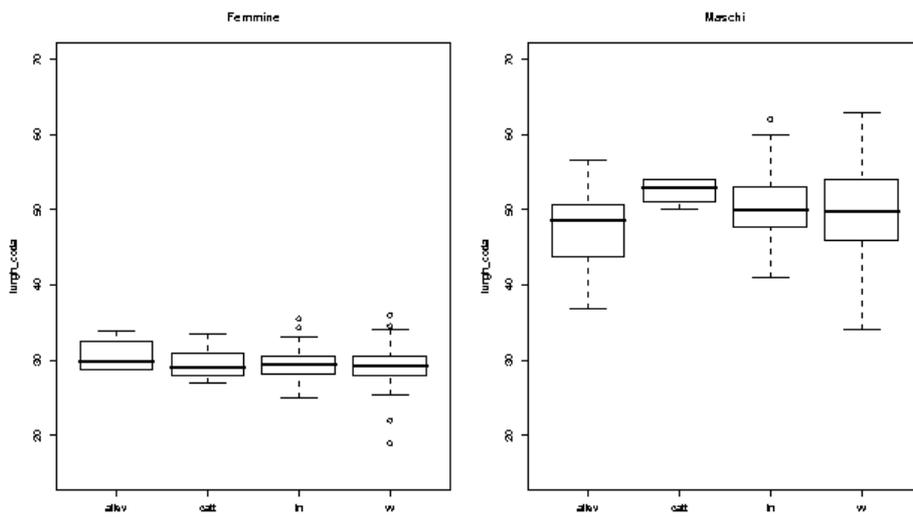


Figura 3.22: Confronto tra i gruppi di fagiani per il parametro lunghezza coda (cm).

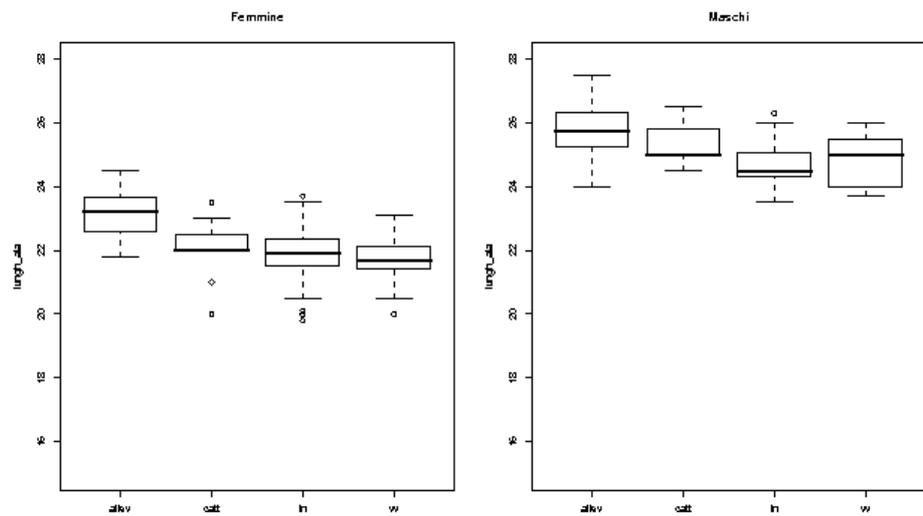


Figura 3.23: Confronto tra i gruppi di fagiani per il parametro lunghezza ala (cm).

Il Bartlett test, applicato ai parametri misurati nei quattro gruppi di animali, mostra come la varianza sia omogenea salvo nel caso della lunghezza del tarso (Tabella 3.17).

<i>Parametro</i>	<i>K squared</i>	<i>P</i>
<i>peso</i>	2.32	0.51
<i>lung_h_tarso</i>	8.50	0.04*
<i>lung_h_coda</i>	2.11	0.55
<i>lung_ala</i>	1.16	0.76

Tabella 3.17: Risultati del Bartlett test ($df=3$).

ANALISI DISCRIMINANTE TRA I GRUPPI DI FEMMINE

La matrice di correlazione tra i parametri (Tabella 3.18) mostra come questi non siano correlati tra di loro e possano quindi essere utilizzati per un'analisi discriminante tra i gruppi.

Per l'analisi discriminante delle femmine, oltre alle misure di diametro del tarso, abbiamo escluso la lunghezza della coda perché disponibile per pochi animali di allevamento.

	<i>lungh_tarso</i>	<i>lungh_ala</i>
<i>peso</i>	0.27	0.25
<i>lungh_tarso</i>		0.18

Tabella 3.18: Matrice di correlazione tra i parametri morfologici nelle femmine.

Le prime due funzioni trovate dall'analisi discriminante spiegano complessivamente il 99% della varianza totale. In particolare la prima funzione ne spiega il 94% e la seconda il 5% (Figura 3.24 e Tabelle 3.19 e 3.20).

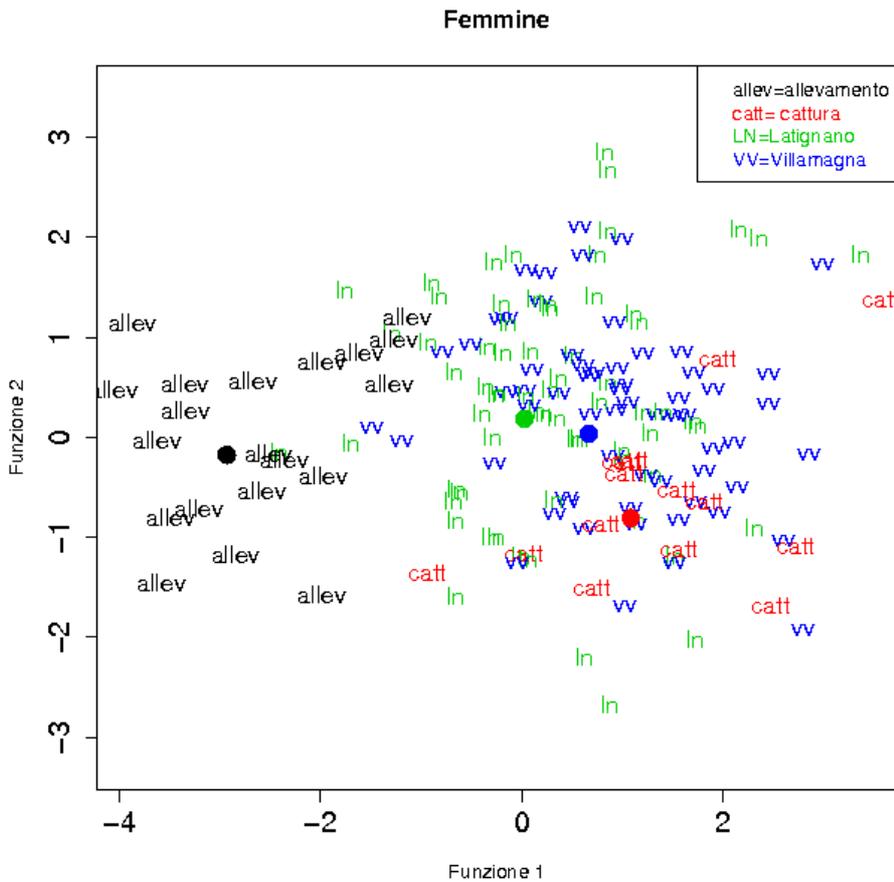


Figura 3.24: Rappresentazione spaziale delle prime due funzioni discriminanti nelle femmine.

Variabili	Funzione 1	Funzione 2	Funzione 3
<i>peso</i>	-1.4889144	0.80263162	-0.6107759
<i>lungh_tarso</i>	-0.1653327	0.04044614	1.0874874
<i>lungh_ala</i>	-0.3128165	-1.12399714	-0.1398125

Tabella 3.19: Coefficienti delle funzioni discriminanti per il campione di femmine.

Variabili	Wilks.- lambda	F.statistics overall	p.value overall	F.statistics diff	p.value diff
<i>peso</i>	0.45	64.81	< 0.001***	64.81	< 0.001***
<i>lungh_ala</i>	0.40	30.70	< 0.001***	6.67	< 0.001***
<i>lungh_tarso</i>	0.39	19.94	< 0.001***	0.95	< 0.001***

Tabella 3.20: Risultati relativi al confronto tra gruppi sulla base dell'analisi discriminante.

Il gruppo di allevamento risulta distinto dagli altri che invece si sovrappongono sull'asse x che è quello della funzione che spiega la maggior parte della varianza. Una leggera sovrapposizione si osserva per le femmine della zona LN.

ANALISI DISCRIMINANTE TRA I GRUPPI DI MASCHI

La matrice di correlazione tra i parametri (Tabella 3.21) mostra come questi non siano correlati tra di loro e possano quindi essere utilizzati per un'analisi discriminante tra i gruppi.

	<i>lungh_tarso</i>	<i>lungh_coda</i>	<i>lungh_ala</i>	<i>diam_tarso_ap</i>
<i>peso</i>	0.28	-0.07	0.56	0.22
<i>lungh_tarso</i>		-0.01	0.40	0.11
<i>lungh_coda</i>			0.23	0.02
<i>lungh_ala</i>				0.14

Tabella 3.21: Matrice di correlazione tra i parametri morfologici nei maschi.

Le prime due funzioni trovate dall'analisi discriminante spiegano complessivamente il 99% della varianza totale. In particolare la prima funzione ne spiega il 80% e la seconda il 19% (Figura 3.25 e Tabelle 3.22 e 3.23).

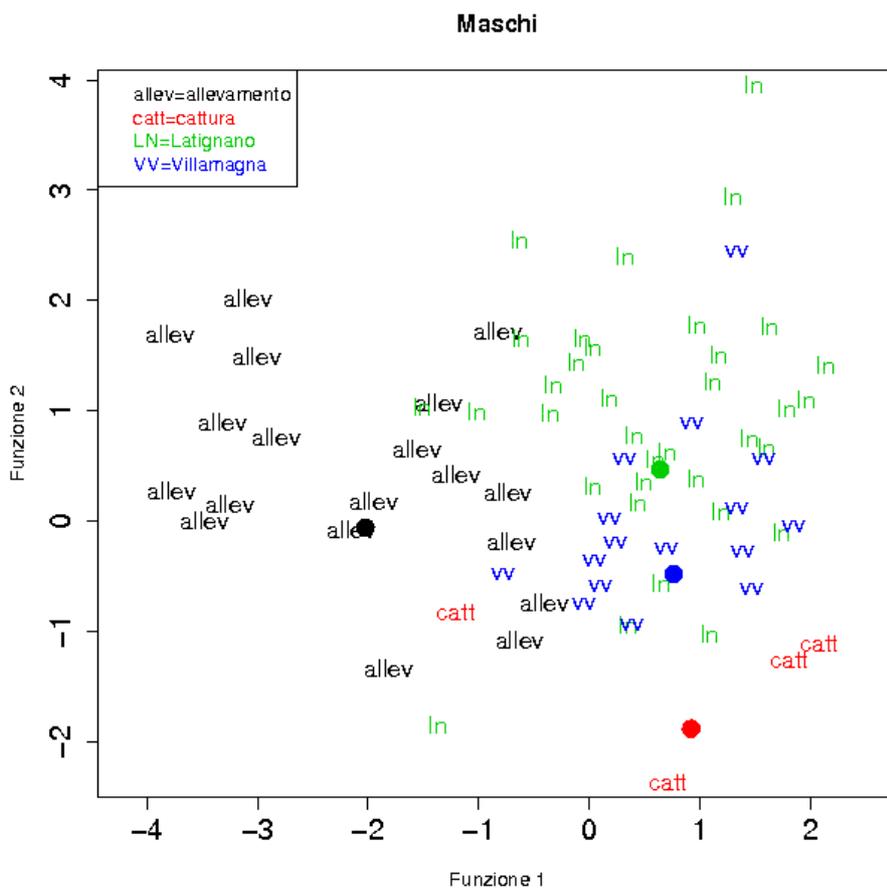


Figura 3.25: Rappresentazione spaziale delle prime due funzioni discriminanti nei maschi.

Variabili	Funzione 1	Funzione 2	Funzione 3
peso	-1.16541072	1.1429494	-0.4163617
lungh_tarso	-0.57287973	-0.8286537	-0.3639403
lungh_coda	0.42203132	0.1553456	-0.9658496
lungh_ala	-0.07812509	-0.6940153	0.5266187

Tabella 3.22: Coefficienti delle funzioni discriminanti per il campione di femmine.

Variabili	Wilks lambda	F.statistics overall	p.value overall	F.statistics diff	p.value diff
<i>peso</i>	0.49	24.38	< 0.001***	24.38	< 0.001***
<i>lungh_tarso</i>	0.35	16.09	< 0.001***	9.48	< 0.001***
<i>lungh_coda</i>	0.31	11.37	< 0.001***	2.64	< 0.001***
<i>lungh_ala</i>	0.29	8.87	< 0.001***	1.65	< 0.001***

Tabella 3.23: Risultati relativi al confronto tra gruppi sulla base dell'analisi discriminante.

Il gruppo di allevamento risulta distinto dagli altri rispetto all'asse x (funzione 1, che spiega la maggior parte della varianza). Il gruppo di cattura viene distinto dagli altri dalla funzione 2 (vedi asse y). Le nuvole di punti dei fagiani mipi sono invece sovrapposte tra di loro. I dati relativi ai maschi, ancor più di quelli relativi alle femmine devono essere presi come indicativi a causa del basso numero di animali utilizzati per il confronto.

3.3.5 Confronto tra sessi, età e aree di studio

Al fine di analizzare le caratteristiche morfologiche della popolazione di fagiani oggetto di tesi abbiamo valutato la differenza tra sessi, età e aree di studio. Abbiamo deciso di escludere dalle analisi le misure di diametro del tarso a causa della loro distribuzione fortemente non normale e del livello di precisione non sufficiente per questi dati.

Il test di Bartlett ha mostrato come le varianze tra le due zone fossero fortemente disomogenee; questo non ci ha permesso di applicare un test multivariato (Tabelle 3.24 e 3.25).

Parametro	Bartlett's K-squared	P
<i>peso</i>	1e-04	0.99
<i>lungh_tarso</i>	10.55	0.001***
<i>lungh_coda</i>	12.72	0.0004***
<i>lungh_ala</i>	7.21	0.007**

Tabella 3.24: Risultati del confronto della omoschedasticità della varianza per le femmine. Df=1.

Parametro	Bartlett's K-squared	P
<i>peso</i>	8.36	0.004**
<i>lungh_tarso</i>	6.28	0.01**
<i>lungh_coda</i>	11.30	0.0008***
<i>lungh_ala</i>	0.11	0.74

Tabella 3.25: Risultati del confronto della omoschedasticità della varianza per i maschi. Df=1.

Abbiamo quindi preferito usare l'ANOVA a più fattori, per ogni singolo parametro, in quanto questo test risulta più robusto in caso di non normalità del dato e di disomogeneità delle varianze.

Non risultano differenze tra gli animali adulti e quelli di età inferiore ad un anno. Questo risultato è in disaccordo con quanto osservato in uno studio precedente che aveva riscontrato invece un peso minore delle fagiane giovani rispetto a quelle adulte (Snyder 1985) .

Sono invece differenti morfologicamente i due sessi e anche le popolazioni delle due aree di studio (Tabella 3.26 e Figura 3.26).

<i>peso</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
<i>zona</i>	29.50	< 0.001***
<i>sess</i>	262.57	< 0.001***
<i>età</i>	1.50	0.22
<i>lunghezza tarso</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
<i>zona</i>	8.84	< 0.01**
<i>sess</i>	307.82	< 0.001***
<i>età</i>	1.03	0.31
<i>lunghezza coda</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
<i>zona</i>	57.49	< 0.001***
<i>sess</i>	1947.15	< 0.001***
<i>età</i>	0.010	0.92
<i>lunghezza ala</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
<i>zona</i>	23.72	< 0.001***
<i>sess</i>	564.51	< 0.001***
<i>età</i>	0.74	0.39

Tabella 3.26: Risultati dell'ANOVA tra aree di studio, sesso e età (*df* = 1 per tutti i fattori).

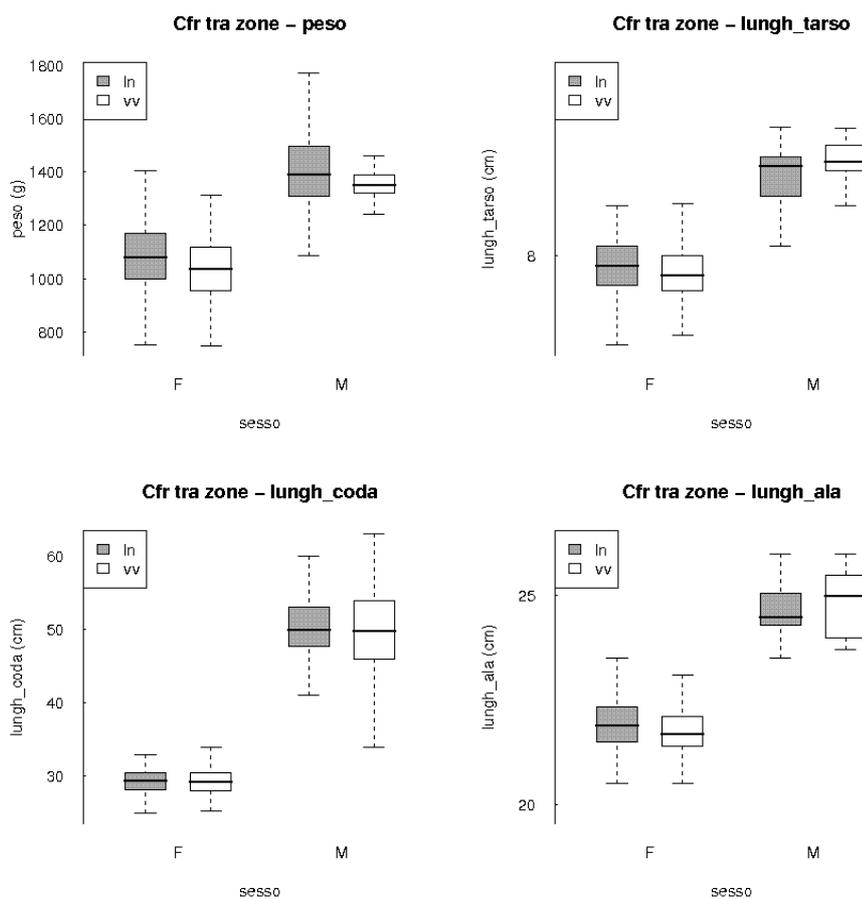


Figura 3.26: Confronto tra i parametri morfologici tra i sessi e nelle due aree di studio.

3.4 Discussione

I fagiani seguiti in questo studio hanno un peso medio di 1'062 g per le femmine e 1'382 g per i maschi. Le differenze tra i sessi sono evidenti anche nelle altre misure effettuate. L'analisi del carico alare ha messo in evidenza una differenza di questa misura tra i sessi (le femmine, a parità di peso, hanno un carico alare maggiore) e tra le popolazioni studiate e individui di allevamento; questi ultimi hanno un carico alare maggiore.

I dati di morfologia, confrontati con quelli di fagiani provenienti da allevamento, sembrano confermare le notizie dateci dall'amministrazione provinciale, secondo cui le popolazioni delle due aree di studio non sono oggetto di immissione di animali di allevamento (o quanto meno la morfologia media non è influenzata da tali immissioni).

La leggera sovrapposizione tra le caratteristiche morfologiche della popolazione di LN e quelle di allevamento potrebbe essere interpretata con il fatto che nelle aree circostanti questa zona di ripopolamento e cattura è presente una zona di rispetto venatorio soggetta annualmente ad immissioni di fagiani di allevamento; alcuni individui di quest'ultima zona potrebbero quindi essere entrati a far parte della popolazione selvatica presente all'interno dell'area di studio.

Gli animali su cui abbiamo condotto lo studio sono quindi da considerarsi (dal punto di vista morfologico) selvatici, almeno nell'accezione usualmente data a questo termine, laddove si parli di specie oggetto di caccia generalmente gestite tramite immissioni a fini venatori su tutto il territorio nazionale.

Il confronto che abbiamo fatto con i soggetti di cattura è da ritenersi solo indicativo, dato il basso campione di questi ultimi. Sarebbe interessante estendere il confronto ad altri dati presi in modo simile ma con campioni più rappresentativi.

In generale, dal confronto effettuato risulta che gli animali di allevamento siano più pesanti e abbiano una maggiore lunghezza sia del tarso che dell'ala. Risultano quindi più pesanti ma anche scheletricamente più sviluppati. Questa maggior crescita potrebbe essere dovuta a due fattori, da una parte ad una selezione cosciente ed operata direttamente dall'allevatore su individui più grandi e dall'altra ad una crescita legata alla disponibilità illimitata di cibo per tutta la durata della vita in cattività.

A parte l'ovvia differenza morfologica tra i due sessi, abbiamo registrato anche una differenza significativa tra le due aree di studio: gli individui di LN sono un po' più grandi di quelli di VV. Nelle femmine si evidenzia una maggior variabilità. È possibile che l'influenza delle immissioni nelle zone esterne all'area di studio di LN possano spiegare questa differenza. Nell'area di LN erano presenti delle mangiatoie con granaglie come supporto alimentare per i fagiani. Non si esclude che questo fattore possa contribuire alla diversa morfologia (almeno dal punto di vista del peso) dei fagiani (Draycott et al. 2002).

3.5 Bibliografia

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L.**, 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 11*, Oxford University Press.
- Draycott, R. et al.**, 2002. Spring body condition of hen pheasants *Phasianus colchicus* in Great Britain. *Wildlife Biology*, 8(4), 261-266.
- Gangestad, S. & Thornhill, R.**, 1998. The analysis of fluctuating asymmetry redux: the robustness of parametric statistics. *Animal behaviour*, 55(2), 497-501.
- Linduska, J.P.**, 1943. A gross study of the bursa of Fabricius and cock spurs as age indicators in the ring-necked pheasant. *The Auk*, 60(3), 426-437.

- Marcstrom, V., Kenward, R.E. & Karlbom, M.**, 1989. Survival of ring-necked pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. *The Journal of Wildlife Management*, 53(3), 808-810.
- Papeschi, A. & Petrini, R.**, 1993. Predazione su fagiani di allevamento e selvatici immessi in natura. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 21, 651-659.
- Petrini, R., Papeschi, A. & Dessi-Fulgheri, F.**, 1995. Fattori che influenzano la predazione sul fagiano maschio. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22, 739-745.
- Robertson, P., Wise, D. & Blake, K.**, 1993. Flying ability of different pheasant strains. *The Journal of Wildlife Management*, 57(4), 778-782.
- Snyder, W.D.**, 1985. Survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, 49(4), 1044-1050.
- Venturato, E. et al.**, 2001. Fat ladies and lean girls: morphology influences survival and reproduction of released pen-reared pheasants (*Phasianus colchicus*). In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*.
- Warner, R.E. & Etter, S.L.**, 1983. Reproduction and survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Illinois. *The Journal of Wildlife Management*, 47(2), 369-375.

4 DO RADIO-COLLARS INFLUENCE MORTALITY AND REPRODUCTION?

A CASE WITH RING-NECKED PHEASANTS (*PHASIANUS COLCHICUS*) IN CENTRAL ITALY

ARTICOLO PUBBLICATO SU EUROPEAN JOURNAL OF WILDLIFE RESEARCH

Emilia Venturato – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze – via Romana 17/19 50125 Firenze, Italy – email: venturato@faunalia.it

Paolo Cavallini – Faunalia – piazza Garibaldi 5 56025 Pontedera (PI) – email: cavallini@faunalia.it

Paolo Banti – Regione Toscana – via di Novoli 26 50127 Firenze – email: paolo.banti@regione.toscana.it

Francesco Dessì-Fulgheri – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze and Centro Interuniversitario di Ricerca sulla Selvaggina e sui Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici – via Romana 17/19 50125 Firenze – email: dessi@unifi.it

4.1 Introduction

A fundamental assumption of radio-tracking studies is the lack of influence of radio packages (collars, backpacks, etc.) on survival and other ecological parameters of sample animals. Several studies approached the issue, with contradictory results (e.g. Godfrey & Bryant 2003). For instance, radio tagged ducks (captive mallard *Anas platyrhynchos* and blue winged teal *Anas discors*) showed behavioural alterations, weight loss, and skin damage due to the radio package (Greenwood & Sargeant 1973). Radio-marked red grouses (*Lagopus lagopus scoticus*) showed lower activity and feeding levels (Boag 1972). In some cases [e.g. blue grouse *Dendragapus obscurus* (Hines & Zwickel 1985), Franklin's spruce grouse *Canachites canadensis* (Herzog 1979), northern bobwhites *Colinus virginianus* (Terhune et al. 2007), lesser prairie chicken *Tympanuchus pallidicinctus* (Hagen et al. 2006)], transmitters did not influence survival, reproduction and movements, whereas survival was lowered in other studies [e.g. Columbian sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus* (J. S. Marks & V. S. Marks 1987), ring-necked pheasant females *Phasianus colchicus* (Warner & Etter 1983)]. Other studies compared different radio package design; for Galliformes collars had less impact than backpacks (Marcstrom et al. 1989) as briefly reviewed in Caizergues and Ellison (1998). A few cases of mortality directly attributable to radio back-packages were also recorded (Hines & Zwickel 1985). Disturbance due to radio-tracking activities may have a negative effect on reproduction (Caizergues & Ellison 1998; Cotter & Gratto 1995). Also the mass of the package appeared important in predicting negative effects on birds. In one study, male radio-equipped ring-necked pheasants of low body mass were affected by relatively heavy radios, whereas heavier birds were appa-

rently not affected (Johnson & Berner 1980). In another study, heavy radios increased mortality, whereas lighter ones did not affect it (Cotter & Gratto 1995).

Many studies compared the total mortality over the study period, an approach that masks variations in time. It is generally preferable to estimate survival using statistical methods, such as Kaplan-Meier (Kaplan & Meier 1958; Petrini 1995) that allow a comparison between groups, even in cases of missing animals at irregular intervals, as it is often the case in field studies. Some studies compare radio tagged with non-radio tagged animals, using heterogeneous methods, e.g. radio-tracking vs. censusing or direct observation (Hines & Zwiczel 1985). This method introduces an obvious observation bias, that will mask anything but very obvious differences. Moreover, variation between species and populations appears important (Caizergues & Ellison 1998). Additionally, sample size is generally small, so that few studies provide clear conclusions on this subject.

Few studies have directly compared the effects of radio transmitters of different mass, and they do not provide clear results because of small sample size or confounding variables. One work on ring-necked pheasant females compared animals in different reproductive phases (before incubation, during incubation, and after hatching) equipped with radios of different mass unevenly distributed across the three periods (Warner & Etter 1983). No significant effect on reproduction was found. Different survival was found in another study, but it was unclear whether this should be attributed to radio relative load or to the age of the birds, as the two independent factors were correlated (Snyder 1985).

This study aims to compare survival and reproduction of wild female ring-necked pheasants equipped with radio-collars of different mass, taking also into account the age of the birds.

4.2 Material and methods

During the course of a larger study carried out from 2005 to 2007 on the reproduction of female pheasants, we tagged 101 individuals with radio collar; missing data reduced sample size in most analyses to 97 or 99 individuals. Two study areas (1,150 and 1,300 ha) were selected within the Province of Pisa (Tuscany, Central Italy). In both areas, hunting and release of pen-raised animals were not allowed. One of the two areas was in the flat Arno Valley, the other was in the low (up to 300 m a.s.l.) hills. Wild pheasants were trapped during January and February, through funnel traps, and removed within 5 hours from capture. The animals were weighed, equipped with a radio-collar (Kenward 2001) and immediately released. Additionally, body mass was recorded for 58 non-marked animals to increase reliability of estimates. Age class (yearling/adult) was estimated by bursa of Fabricius depth (Linduska 1943). Pheasants were released immediately after marking, in the same areas where they were trapped. Radio-tracking was conducted at least twice a week, by triangulation; when an individual was found in the same location in two conse-

cutive occasions, we verified its state (dead/alive) by homing in. If radio contact was lost, wider searches were conducted in the whole area and in the surroundings (in a radius of >3 km), with the help of an omnidirectional antenna mounted on the roof of a car. In order to collect detailed data on reproduction radio tracking sessions were more frequent during the nesting and hatching period. Date of the beginning of nesting was estimated by visual inspection, approaching each female after it was recorded in the same place for at least 5 days. Previous experiences (Göransson pers. comm.), showed that risks of nest abandonment are negligible after 5 days from the start of incubation. For each nest we counted the number of eggs laid and of those hatched.

Radio packages applied ranged in weight from 7 to 25 g (average radio mass = $18.5 \text{ g} \pm 3.0 \text{ SD}$, $N = 99$; Figure 4.1), and they were attached to individual pheasants in random order. Transmitters were provided from different suppliers (Biotrack, AVM, Televilt) and operated on the 151.001 - 151.999 Mhz frequency range. The ratio of radio package (including collar and any other annex) to total body mass will be referred to as “radio load” (range = 0.7 to 3.1 %). In our areas, as it often happens, it was infeasible to measure survival and reproduction of pheasants without significant bias with methods others than radio tracking (e.g. by direct observation). We therefore did not compare radio tagged birds with untagged controls, but birds with radios of different mass, both absolute and relative to body mass.

Only free and open source software (Tufto & Cavallini 2005) were used: Debian GNU/Linux operating system, PostgreSQL/PostGIS relational database, OpenOffice.org suite. Statistical analyses were performed using R (R Development Core Team 2008). Mortality trend over time was analyzed with the Kaplan Meier method (Kaplan & Meier 1958), comparing different groups of animals; the median was chosen to split the sample in two groups (above and below the median). We analysed survival at both short term (to take into account mortality caused by stress of capture, handling and initial discomfort), mid and long term.

To estimate reproductive success, we used the indices: (1) whether the pheasant had at least one of her nests hatched; (2) the number of eggs in the first nest; (3) the percentage of hatched eggs over the total number of eggs in the nest (in many cases it was not possible to estimate the number of live born chicks).

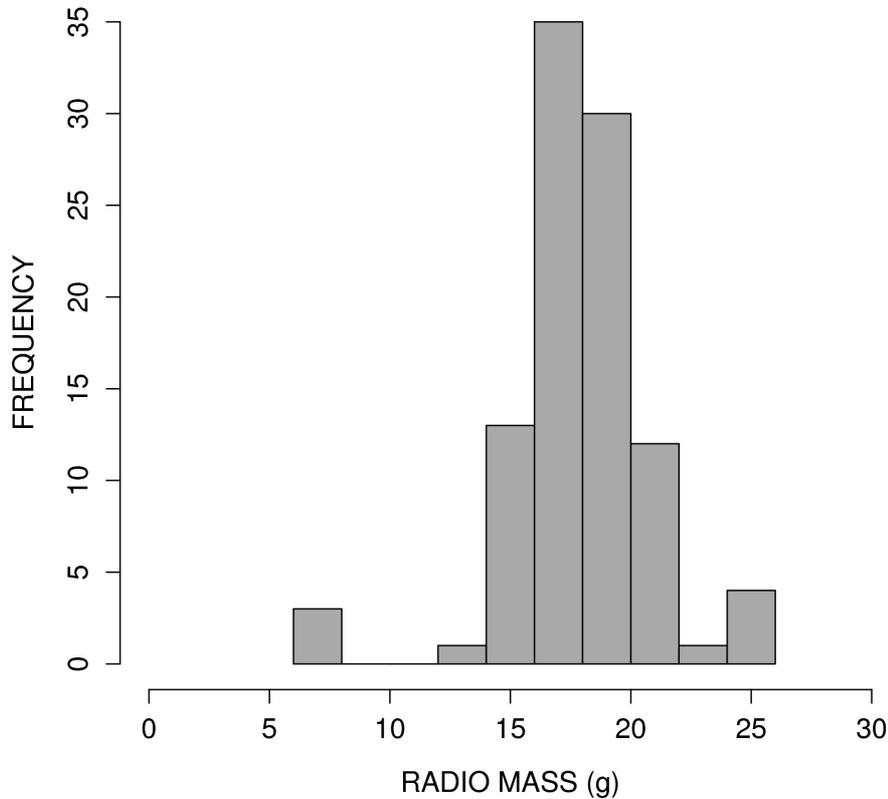


Figure 4.1: Distribution of frequency (N of occurrences) of radio mass used for this study. Range was from 7 to 25 g and average $18.5 \text{ g} \pm 3.0 \text{ SD}$, $N = 99$.

4.3 Results

Mortality was high in the first three months from release; after the 30th week, it became negligible. Of known causes of death, the majority (24 out of 44, i.e. 55%) was due to predation by mammals. Radio mass and radio load were highly correlated (Person's $R = 0.769$, $N = 97$, $P < 0.001$). For the following analyses we therefore used only radio load, as it is the parameter of higher biological meaning. We compared the survival of animals with light (below the median, i.e. 1.78% of body mass) and heavy (above the median) radio loads. Pheasants with heavier radios showed a lower survival in the middle term, from 6th to 15th week from release (Kaplan Meier; 1-70 weeks from start: $\chi^2 = 2.81$, n.s.; 1-5 weeks: $\chi^2 = 1.03$, n.s.; 6-15 weeks: $\chi^2 = 5.16$, $P = 0.025$; 16-70 weeks: $\chi^2 = 0.14$, n.s.; Figure 4.2). Yearlings and adults had similar body mass (t-test =

-0.435 N = 157, P = 0.664; mean \pm standard deviation: adults 1059.2 ± 126.5 g, yearling 1067.7 ± 112.2 g) and survival (Kaplan Meier; 1-70 weeks from start: $\chi^2 = 1.84$; 1-5 weeks, $\chi^2 = 1.16$; 6-15 weeks, $\chi^2 = 0.33$; 16-70 weeks, $\chi^2 = 1.12$; all n.s.; Figure 4.3).

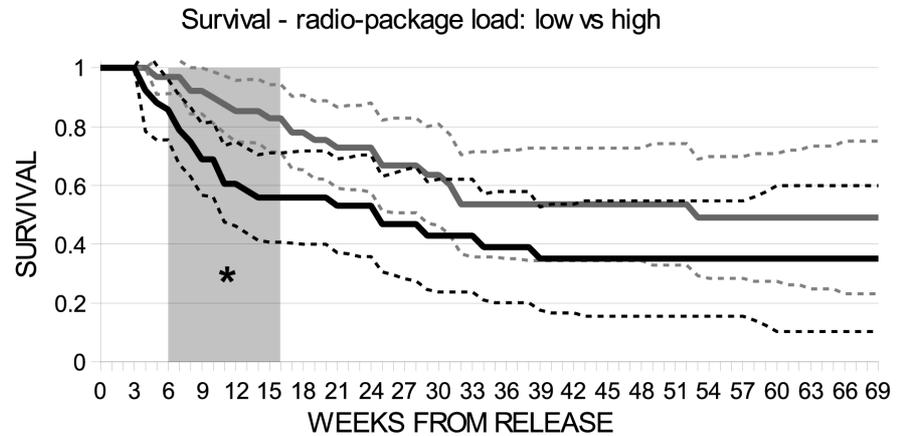


Figure 4.2: Survival of low and high-load birds. Grey line and grey dotted lines: birds with load lower than the median and their confidence intervals; black line and black dotted lines: birds with load higher than the median and their confidence intervals. Median is 1.78% of body mass, $n = 97$. During the second period (week 6 to 15, marked with *) survival was significantly lower for higher load birds (Kaplan Meier, $\chi^2 = 5.16$, $P = 0.025$).

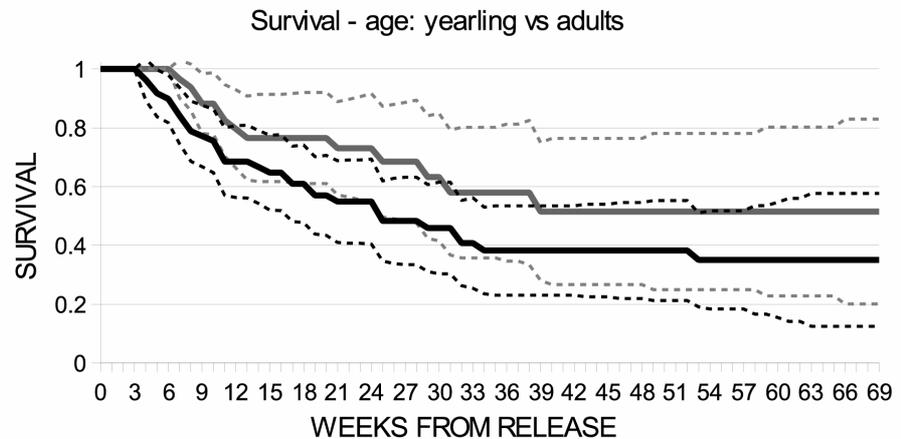


Figure 4.3: Survival of yearling and adults. Grey line and grey dotted lines: yearlings and their confidence intervals; black line and black dotted lines: adults and their confidence intervals. $n = 101$. Survival was not statistically different between adults and yearlings in any period (Kaplan Meier, $\chi^2 < 1.85$, n.s.).

Pheasants of different body mass (lighter and heavier than the median i.e. 1,044 g) had similar survival rates (Kaplan Meier; χ^2 (1-70 weeks) = 1.04, χ^2 (1-5 weeks) = 0.19, χ^2 (6-15 weeks) = 1.08, χ^2 (16-70 weeks) = 0.05; all n.s.; Figure 4.4).

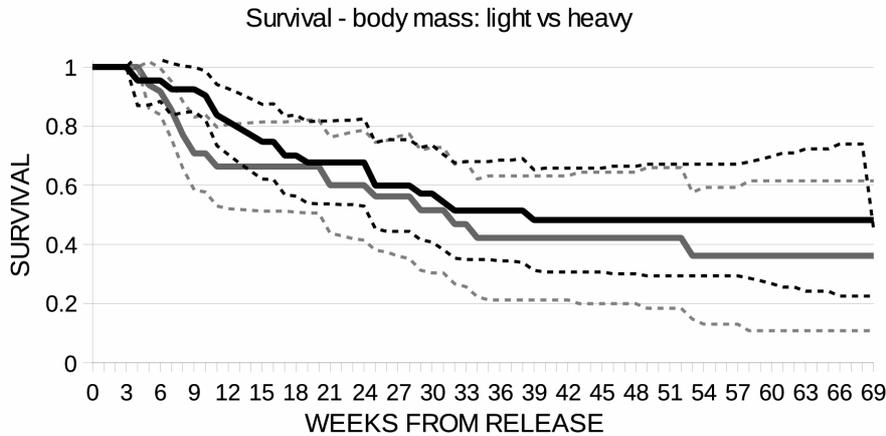


Figure 4.4: Survival of light and heavy birds. Grey line and grey dotted lines: birds with body mass lower than the median and their confidence intervals; black line and black dotted lines: birds with body mass higher than the median and their confidence intervals. Median is 1044 g, $n = 99$. Survival was not statistically different between light and heavy birds in any period (Kaplan Meier, $\chi^2 < 1.09$, n.s.).

Radio load was not linearly related to hatching success (probability of successfully hatching at least one egg; logistic regression AIC = 73.398, $N = 52$, $P = 0.176$). However, low-load females had higher chances of success (14 out of 23 without hatched nest hens with big load vs 9 out of 29 with small load; Fisher's exact test, $N = 52$, $P = 0.049$). Number of eggs laid was negatively, but weakly, related to radio load (linear regression R-Squared = 0.0811, $N = 51$, $P = 0.043$). Low-load females laid on average 1 more egg (10.05 vs 11.38) than heavy-load ones, a not significant difference (t-test = -1.509, $N = 51$, $P = 0.139$). No relation was found between the percentage of eggs successfully hatched and radio load, both as a continuous (linear regression Multiple R squares = 0.006, $N = 15$, $P = 0.77$) and as a dichotomous variable (t-test = 0.907, $N = 15$, $P = 0.385$). However, low sample size reduced the power of the test.

4.4 Discussion

Radio transmitters used for studying ring-necked pheasants weighed generally between 14 and 34 g, i.e. a transmitter load of 1.5 to 3.3% of body mass (Johnson & Berner 1980; Warner & Etter 1983; Snyder 1985; Marcstrom et al. 1989). In the present study the average transmitters were lighter, and average load was lower, ranging from 0.7 to 3.1%, with a median of 1.78%. Female

pheasants with heavy radio-collars (more than 1.78% of body mass) showed lower survival, during the mid term period, than those with a light collar. The difference was not due to the short-term effects of handling and marking, as it was significant at 2-3 months from release. This period coincided with the reproduction both of pheasants and of their main predators (especially the red fox, *Vulpes vulpes*). Yearlings and adults had similar body mass and mortality, therefore an age effect can also be ruled out, in contrast with a previous study (Snyder 1984) where yearlings were lighter and survived less than adults. Body mass did not influence survival, in contrast with previous studies (Petrini et al. 1995; Johnson & Berner 1980). Differential survival therefore appears a true consequence of the mid-term effects of carrying a radio collar. Higher mortality might be due to (1) impaired movements, (2) lower take off speed because of additional load, (3) easier detection by predators (because of smell from scratched skin or because of visual cues), or (4) behavioural modifications (e.g. lower attention level), (5) higher energy expenditure. Earlier works agreed in defining the collar as the least invasive attachment method (e.g. Caizergues & Ellison 1998); the mass of the radio package was both absolutely and relatively low in this study, so that mass effects per se appears unlikely; no skin damage was observed, and transmitters were quite inconspicuous to the human eye. Behavioural modifications, especially in relation to reproduction, appear therefore the most likely explanation of the observed effect. Radio-equipped northern bobwhites were less likely to flush and more likely to be caught (Guthery & Lusk 2004), and a similar effect could be hypothesized for pheasants, thus leading to higher predation. A detailed observation of behavioural patterns of pheasants with lower and higher radio mass during nesting and incubation will be necessary to substantiate this hypothesis.

The effects on reproduction are less clear: there is a trend towards a lower success, for every parameter, but this does not always reach statistical significance. Presumably, the lower sample size reduced the power of tests. Additionally, a part of the factors influencing reproductive success may not be related to individual behaviour (e.g. random predation, systematic effects of weather), thus increasing the statistical noise and reducing the probability of detecting a true effect.

Previous studies gave contradictory results. The most similar study (Warner & Etter 1983) found differences in survival related to radio load, but the study design was flawed, as a number of other factors covaried (different age, body mass, marking periods, during and after egg deposition). In another study (Johnson & Berner 1980), heavy loads (28 g) did not influence dispersal, survival, and mass gain of male pheasants weighing more than 900 g (over 3% load). Their estimate was, however, rather crude, as it did not take into account the short, mid and long-term effects, as we have done in the present study.

In conclusion, our study suggests to avoid transmitters heavier than 1.78% of body mass. As a rule of thumb, therefore, a radio collar lighter than

1.5% of body mass can be safely applied with little risk of interference with biological parameters of pheasants, and possibly other galliformes. A load above 2% of body mass should be avoided, as it has a high probability of causing adverse effects. This load is far lower than the 5% rule previously suggested (Cochran 1980). The excessive liberality of this estimate was noted elsewhere, e.g. on the basis of behavioural time budget (Hooge 1991) and is confirmed here.

4.5 Acknowledgements

This study is a part of a larger project on the effects of habitat management on pheasant reproduction. We gratefully acknowledge the help in the field work of Carlotta Canova, Serena Calastri, Claudia Gasparini, Claudia Fabbrizzi, Daniele Scarselli, Riccardo Petrini. Thanks also to Jean-François Giroux for useful comments on an earlier draft of the ms.

The project has been generously funded by the Toscana Regional Administration and the Pisa Provincial Administration (Dr. Roberto Mazzoni della Stella); their advice and encouragement has been fundamental for the success of the project, and of this study.

The experiments comply with the current Italian laws.

4.6 References

- Boag, D.A.**, 1972. Effect of radio packages on behavior of captive red grouse. *The Journal of Wildlife Management*, 36(2), 511-518.
- Caizergues, A. & Ellison, L.N.**, 1998. Impact of radio-tracking on black grouse *Tetrao tetrix* reproductive success in the French Alps. *Wildlife Biology*, 4(4), 205-212.
- Cochran, W.**, 1980. Wildlife telemetry. In S. Schemnitz, cur. *Wildlife management techniques manual*. Washington, D.C.: The Wildlife Society, pagg. 507-520.
- Cotter, R.C. & Gratto, C.J.**, 1995. Effects of nest and brood visits and radio transmitters on rock ptarmigan. *The Journal of Wildlife Management*, 59(1), 93-98.
- Godfrey, J.D. & Bryant, D.M.**, 2003. Effects of radio transmitters: review of recent radio-tracking studies. *Science for Conservation*, 214, 83-95.
- Greenwood, R.J. & Sargeant, A.B.**, 1973. Influence of radio packs on captive mallards and blue-winged teal. *The Journal of Wildlife Management*, 37(1), 3-9.
- Guthery, F.S. & Lusk, J.J.**, 2004. Radiotelemetry studies: are we radio-handicapping northern bobwhites? *Wildlife Society Bulletin*, 32(1), 194-201.
- Hagen, C.A. et al.**, 2006. Radiotelemetry Survival Estimates of lesser prairie-chickens in Kansas: are there transmitter biases? *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 1064-1069.

- Herzog, P.W.**, 1979. Effects of radio-marking on behavior, movements, and survival of spruce grouse. *The Journal of Wildlife Management*, 43(2), 316-323.
- Hines, J.E. & Zwickel, F.C.**, 1985. Influence of radio packages on young blue grouse. *The Journal of Wildlife Management*, 49(4), 1050-1054.
- Hooge, P.N.**, 1991. The effects of radio weight and harnesses on time budgets and movements of acorn woodpeckers. *Journal of Field Ornithology*, 62(2), 230-238.
- Johnson, R.N. & Berner, A.H.**, 1980. Effects of radio transmitters on released cock pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, 44(3), 686-689.
- Kaplan, E.L. & Meier, P.**, 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.*, 53, 457-481.
- Kenward, R.**, 2001. *A manual for wildlife radio tagging*, Academic Press San Diego, CA.
- Linduska, J.P.**, 1943. A gross study of the bursa of Fabricius and cock spurs as age indicators in the ring-necked pheasant. *The Auk*, 60(3), 426-437.
- Marcstrom, V., Kenward, R.E. & Karlbom, M.**, 1989. Survival of ring-necked pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. *The Journal of Wildlife Management*, 53(3), 808-810.
- Marks, J.S. & Marks, V.S.**, 1987. Influence of radio collars on survival of sharp-tailed grouse. *The Journal of Wildlife Management*, 51(2), 468-471.
- Petrini, R.**, 1995. Il metodo Kaplan-Meier per l'analisi quantitativa della sopravvivenza degli animali in natura: applicazione ad uno studio sul fagiano. *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 23, 177-183.
- Petrini, R., Papeschi, A. & Dessi-Fulgheri, F.**, 1995. Fattori che influenzano la predazione sul fagiano maschio. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22, 739-745.
- R Development Core Team**, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
- Snyder, W.D.**, 1984. Ring-necked pheasant nesting ecology and wheat farming on the high plains. *Journal of Wildlife Management*, 48(3), 878-888.
- Snyder, W.D.**, 1985. Survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, 49(4), 1044-1050.
- Terhune, T.M. et al.**, 2007. Factors influencing survival of radiotagged and banded northern bobwhites in Georgia. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1288-1297.
- Tufto, J. & Cavallini, P.**, 2005. Should wildlife biologists use free software? *Wildlife Biology*, 11(1), 67-76.

Warner, R.E. & Etter, S.L., 1983. Reproduction and survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Illinois. *The Journal of Wildlife Management*, 47(2), 369-375.

5 SUCCESSO RIPRODUTTIVO

5.1 Introduzione

Il fagiano (*Phasianus colchicus*) nidifica a terra, predisponendo un nido molto semplice, costituito da una infossatura appena accennata nel terreno e sul cui fondo sono poste piume e erbe. La cova viene svolta esclusivamente dalla femmina, che si occupa anche delle cure parentali successive alla schiusa. Il nido di fagiano è composto da 8-15 uova (in media 11.8). Viene allevata una nidata per anno. L'incubazione inizia generalmente quando il nido è stato completamente deposto e la schiusa è sincrona (Cramp e Simmons 1980). In alcuni casi è stato osservato che l'ultimo uovo o le ultime due uova possono essere deposte ad incubazione già iniziata (Baskett 1947). In caso di perdita o abbandono del nido la fagiana spesso nidifica nuovamente; sono stati osservati anche casi di nidificazione successiva alla perdita della nidata (Dumke e Pils 1979).

La riproduzione del fagiano è stata spesso studiata sia in popolazioni selvatiche che di allevamento immesse in natura. In generale i dati di base del numero di uova, periodi di incubazione delle uova, ecc. sono stabili per la specie e non mostrano grandi variabilità. Qualche differenza risulta invece nel confronto tra animali selvatici e non, con tassi riproduttivi minori da parte dei fagiani di allevamento rispetto ai selvatici (Leif 1994; Hill e Robertson 1988). Da un mio studio precedente su fagiane di allevamento, rilasciate in ambienti molto vicini a quelli del presente studio e seguite tramite radiotracking con tecniche identiche, è risultato che tutte le fagiane sopravvissute fino al periodo riproduttivo (N = 8) hanno deposto uno (o due) nidi di dimensioni comparabili con quelli riportati in letteratura (12.9 uova) e li hanno incubati; il successo riproduttivo è stato però nullo a causa della perdita dei nidi o delle nidiate da parte di tutti gli individui (Venturato et al. 2001). Queste differenze sembrano quindi, dovute alla difficoltà, da parte delle fagiane, nel difendere sé stesse e il proprio nido piuttosto che da differenze del potenziale riproduttivo.

In generale non risultano influenze della morfologia sul successo riproduttivo (Cotter e Gratto 1995), né sembrano esserci differenze sostanziali tra le capacità riproduttive delle femmine giovani e adulte (Cotter e Gratto 1995; Draycott et al. 2008; Brittas et al. 1992).

In questo studio abbiamo seguito 101 fagiane in tre anni e abbiamo trovato un totale di 77 nidi, dei quali abbiamo registrato vari parametri che ci hanno permesso di fare alcune analisi sulle capacità riproduttive del fagiano. Non siamo stati invece in grado di seguire le nidiate dopo la schiusa a causa della difficoltà di avvicinamento delle fagiane e soprattutto, a causa della scarsa visibilità dovuta alla vegetazione che non ci ha permesso in molti casi di contare il numero di piccoli per femmina. Per questo la nostra analisi si limita ai dati della schiusa e non affronta invece la sopravvivenza dei giovani dopo l'estate.

5.2 Materiali e metodi

Le differenze tra gruppi sono state analizzate, laddove i dati erano pochi, in modo conservativo tramite statistica non parametrica (Kruskal Wallis). In altri casi, previo verifica della normalità della distribuzione dei dati (test di Shapiro Wilkoxon) abbiamo invece utilizzato l'ANOVA a uno o più fattori. Le differenze tra aree di studio nell'esito dei nidi e per la fertilità delle uova sono state verificate tramite χ^2 (con la correzione del test esatto di Fisher). L'analisi dell'influenza della morfologia sul successo riproduttivo è stata fatta tramite modelli generali lineari.

5.2.1 Nidi

Durante il periodo riproduttivo l'attività di radiotracking si è intensificata per raccogliere il maggior numero di dati relativi a:

- data di inizio cova
- numero di uova deposte
- esito finale della nidificazione.

L'inizio della cova di una fagiana veniva supposto quando, dalle localizzazioni, risultava che l'animale, in periodo idoneo alla nidificazione, fosse fermo in uno stesso punto per almeno 5-6 giorni. Dopo tale periodo si procedeva con cautela all'avvicinamento della fagiana. Questo lasso di tempo (Göransson, comunicazione personale) era ritenuto sufficiente come compromesso tra l'arrivare presto sul nido in modo da non perdere dati utili e la necessità di non recare eccessivo disturbo alla fagiana in cova.

In caso di ritrovamento di un nido l'operatore stimava, sulla base dei fix precedenti, la data di inizio cova, considerando come inizio il primo giorno in cui l'animale era stato segnalato fermo in prossimità del luogo effettivo di nidificazione. Il punto nido è stato sempre rilevato con esattezza (errore massimo 10 m, generalmente entro i 5 metri) tramite Global Position System (GPS) per facilitare le visite successive. Per ogni nido trovato (Figura 5.1) abbiamo annotato il numero di uova (attendendo di trovare il nido senza la fagiana in cova, approfittando della fuga della fagiana al nostro avvicinamento o alzando la fagiana attivamente con cautela e allontanandosi subito dopo).

Ad ogni uscita successiva, per le femmine in cova, si controllava l'effettiva presenza sul nido, senza avvicinarsi in modo da recare il minimo disturbo. Solo se la localizzazione della fagiana in cova risultava lontano dal nido ci si recava nuovamente sul nido per verificare che non fosse stato predato, abbandonato (rilevando al tatto la temperatura delle uova) o danneggiato da attività antropiche. Dai nidi abbandonati e predati abbiamo prelevato alcune uova integre per aver conferma dell'avvenuto inizio dell'incubazione.

All'avvicinarsi del giorno stimato per la schiusa (stabilita aggiungendo 23 giorni dalla stima di inizio cova) le fagiane venivano contattate più frequentemente per stabilire con precisione l'effettivo giorno di schiusa e per raccoglie-

re dei dati migliori sull'esito del nido. La data di inizio cova è stata determinata, per i nidi schiusi (Figura 5.2) in modo retroattivo sottraendo 23 giorni al giorno di schiusa, per gli altri sulla base della stima di inizio cova determinata dal primo giorno in cui l'animale era stato sentito fermo nel punto in cui era poi stato trovato in cova. La possibilità di calcolare la data di effettivo inizio della cova per i nidi schiusi e la possibilità di confrontarla con la data stimata precedentemente alla schiusa ci ha permesso di calcolare l'errore della nostra stima. In caso di nidificazione multipla da parte della stessa fagiana durante una stagione riproduttiva abbiamo indicato i nidi come 'primo', 'secondo', 'terzo'.



Figura 5.1: Nido di fagiana.



Figura 5.2: Nido dopo la schiusa delle uova.

5.2.1.1 Esito dei nidi

I nidi seguiti sono stati suddivisi nelle seguenti categorie, relativamente all'esito finale:

- schiuso (nido in cui è stato trovato almeno un uovo schiuso)
- predato (nido con segni di predazione sulle uova)

- sfalcio (nido distrutto in seguito a pratiche agricole)
- abbandonato
- abbandono antropico (nido abbandonato in seguito all'avvicinamento dei ricercatori per la localizzazione del nido)
- ignoto (casi in cui non è stato possibile stabilire le cause di insuccesso).

In alcuni casi il nido è stato salvato dallo sfalcio dei campi grazie ad una nostra segnalazione che ha permesso di ritardare lo sfalcio previsto, oppure di evitare le lavorazioni nell'area intorno al nido. In questo caso il nido è stato utilizzato per tutte le analisi relative al successo di schiusa, ma è stato considerato come distrutto dalle operazioni agricole, per l'analisi delle cause di perdita del nido.

5.2.1.2 *Fertilità e percentuale di schiusa*

Per ogni nido schiuso abbiamo contato il numero di uova schiuse e abbiamo prelevato quelle ancora integre per analizzarne l'avvenuta fecondazione (d'ora in poi **fertilità**).

Per l'analisi della fertilità delle uova sono state considerate fertili le uova schiuse e quelle che, una volta aperte contenevano un embrione (ad un qualsiasi stadio di sviluppo) e non fertili quelle che non mostravano alcuna traccia di embrione oppure che erano ormai in stato di marcescenza. Per le analisi relative alla fertilità sono state utilizzate esclusivamente le uova dei nidi arrivati a schiusa ed è stato calcolato un indice di fertilità del nido: uova fertili/(totale uova – uova ad esito ignoto)

Per il calcolo della percentuale di schiusa di ogni nido abbiamo utilizzato solo i nidi schiusi di cui avevamo il numero iniziale di uova e di cui abbiamo trovato, al momento della schiusa, tracce di tutte le uova (sia schiuse che non). In alcuni casi infatti sono risultate mancanti alcune uova al momento del ritrovamento del nido schiuso, che sono rimaste quindi ad esito ignoto.

5.2.2 *Morfologia e successo riproduttivo*

Le caratteristiche morfologiche (misurate al momento della marcatura) sono state messe in relazione con alcuni indici di successo riproduttivo al fine di valutarne l'eventuale influenza.

Come parametri morfologici abbiamo considerato:

- peso
- lunghezza del tarso
- lunghezza dell'ala
- lunghezza della coda

escludendo le misure di diametro del tarso per i motivi descritti nel capitolo relativo alla morfologia. Abbiamo poi distinto le fagiane giovani dalle adulte.

Come misura del successo riproduttivo abbiamo considerato:

- successo nella nidificazione: variabile booleana, positivo se la fagiana ha portato a termine un nido (schiusa) a prescindere dal fatto che fosse il primo covato;
- numero di uova deposte nel primo nido: numero di uova del primo nido, a prescindere dal suo esito finale
- percentuale di schiusa delle uova deposte nel nido schiuso.

Il confronto tra il numero di uova del primo e dei nidi successivi dimostra come ci sia una tendenza a produrre meno uova nei nidi successivi al primo. Questo rafforza la scelta di usare come indice di riproduzione, da mettere in relazione alle caratteristiche morfologiche, il numero di uova deposte nel primo nido, piuttosto che utilizzare il numero di uova del nido schiuso.

5.3 Risultati

5.3.1 *Errore nella stima dell'inizio cova*

Come spiegato nel paragrafo sui materiali e metodi, per i nidi schiusi abbiamo calcolato la data di effettivo inizio della cova e l'abbiamo confrontata con la data da noi stimata al momento del ritrovamento del nido. Questo confronto ci ha permesso di valutare l'errore da noi compiuto nella stima della data di inizio cova.

L'errore compiuto è intorno ai 5 giorni ma in due casi è stato maggiore di 10 giorni (Figura 5.3).

Non c'è differenza significativa tra l'errore compiuto nelle due aree di studio (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 0.156$, $df = 1$, $P = 0.69$). Una eventuale differenza avrebbe potuto essere imputata agli operatori, dato che le persone che svolgevano il radiotracking lavoravano in entrambe le zone ma operavano prevalentemente in una di esse. La differenza non significativa ci permette di escludere l'influenza dell'operatore su questo parametro.

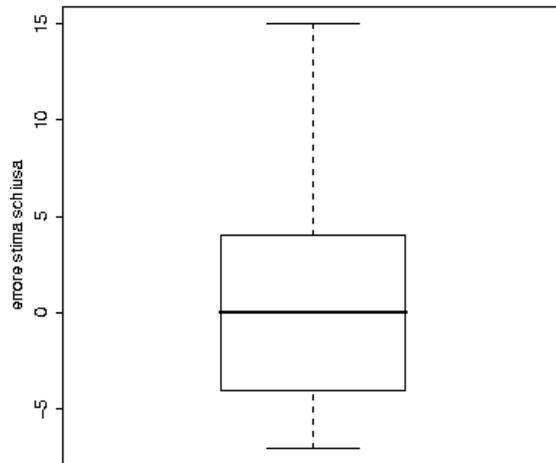


Figura 5.3: Errore di stima della data di inizio cova; sono riportati la mediana e i quartili.

5.3.2 Periodo di cova

Per quanto il dato sia passibile di un certo livello di errore (vedi paragrafo precedente), la cova dei primi nidi da parte delle fagiane è iniziata nel mese di aprile.

Considerando tutti i nidi insieme (quindi anche quelli deposti come secondi o terzi nidi, in seguito alla perdita del precedente) la data ultima in cui una fagiana ha iniziato la cova è stata registrata alla fine di giugno, fatto salvo un caso singolo nel 2006 di una fagiana che ha iniziato la cova del terzo nido a metà luglio (Tabella 5.1).

Il dato relativo al 2007, per quanto riportato in tabella, non è da ritenersi affidabile in quanto basato solo su due nidi.

<i>zona</i>	<i>anno</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>n</i>
LN	2005	2005-04-26	2005-06-01	16
VV	2005	2005-04-18	2005-06-27	19
LN	2006	2006-04-21	2006-06-21	15
VV	2006	2006-04-21	2006-07-14	24
VV	2007	2007-04-13	2007-04-19	2

Tabella 5.1: Riassunto, diviso per zone e anno, del primo giorno in cui una fagiana radiomarcata ha iniziato la cova e del giorno in cui l'ultima fagiana ha iniziato la cova, considerando tutti i nidi trovati.

Escludendo i nidi deposti dopo la perdita del primo e considerando esclusivamente le date di inizio cova del primo nido deposto, la situazione di- viene meno omogenea tra gli anni e nelle due zone. La data dell'ultima fagiana che ha iniziato a covare il suo primo nido oscilla infatti tra la metà di maggio e la fine di giugno (Tabella 5.2).

<i>zona</i>	<i>anno</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>n</i>
LN	2005	2005-04-26	2005-05-17	14
VV	2005	2005-04-18	2005-06-01	12
LN	2006	2006-04-21	2006-06-21	10
VV	2006	2006-04-21	2006-06-28	16
VV	2007	2007-04-13	2007-04-19	2

Tabella 5.2: Riassunto, diviso per zone e anno, del primo giorno in cui una fa- giana radiomarcata ha iniziato la cova e del giorno in cui l'ultima fagiana ha iniziato la cova, considerando esclusivamente i primi nidi.

5.3.3 Analisi del numero di uova per nido

I dati relativi al numero di uova (escludendo due casi di nidi evidente- mente non ancora completi, in quanto trovati durante la deposizione e dei quali non è terminata la deposizione) sono distribuiti normalmente, sia che si conside- rino tutti i nidi insieme ($W = 0.98$, $P = 0.17$) che considerando solo i primi nidi deposti da ogni fagiana ($W = 0.97$, $P = 0.31$; Figura 5.4).

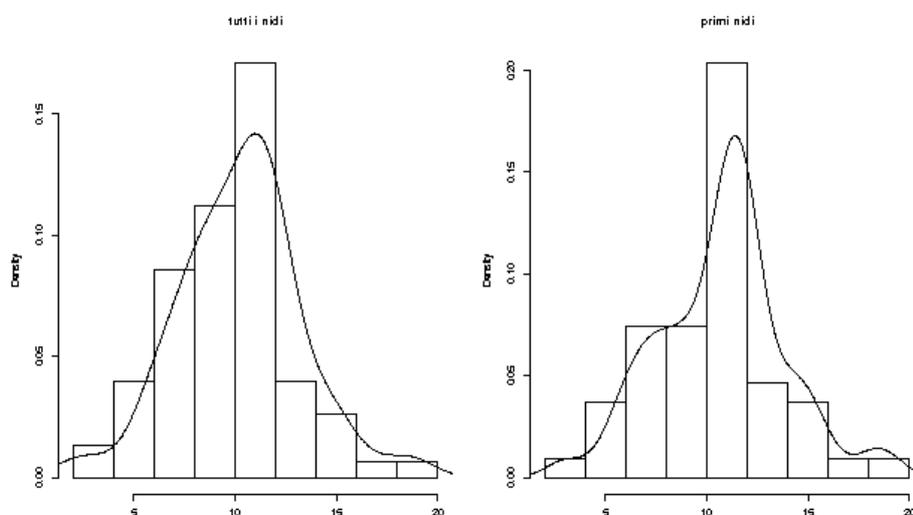


Figura 5.4: Distribuzione del numero di uova per nido, considerando tutti i nidi deposti e esclusivamente i primi nidi di ogni fagiana.

Il numero medio di uova per nido è di 10.3 (Figura 5.5).

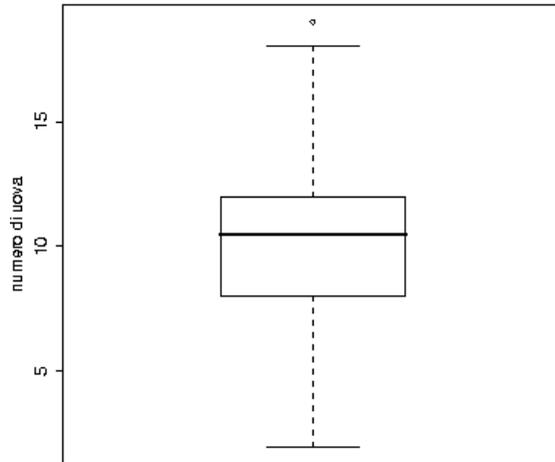


Figura 5.5: Mediana e quartili del numero di uova per nido.

Non risultano differenze significative nel numero di uova deposte nelle due aree di studio (ANOVA a due fattori – aree di studio $F = 2.21$ $P = 0.14$, sequenza del nido: $F = 2.28$ $P = 0,11$; Figure 5.6 e 5.7; Tabelle 5.3 e 5.4).

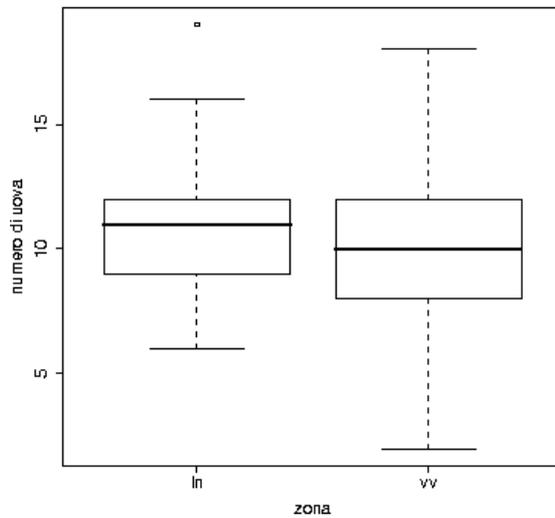


Figura 5.6: Numero di uova per nido – tutti i nidi insieme, suddiviso per le due aree di studio; sono riportati la mediana e i quartili.

	<i>media</i>	<i>sd</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>n</i>
LN	10.87	3.04	19	6	31
VV	9.84	2.98	18	2	45

Tabella 5.3: Tabella riassuntiva del numero di uova deposte nel nido – tutti i nidi seguiti.

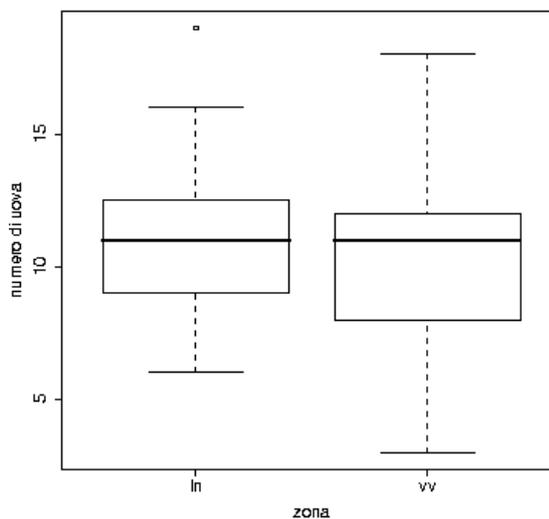


Figura 5.7: Numero di uova per nido – primo nido deposto da ogni fagiana, suddiviso per le due aree di studio; sono riportati la mediana e i quartili.

	<i>media</i>	<i>sd</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>n</i>
LN	11.29	3.17	19	6	24
VV	10.33	3.11	18	3	30

Tabella 5.4: Tabella riassuntiva del numero di uova deposte nel nido – primo nido deposto da ogni fagiana.

5.3.4 Differenze tra il primo e i nidi successivi

Molte fagiane, in caso di perdita del primo nido, hanno nidificato nuovamente. Solo 3 fagiane hanno fatto tre nidi nella stessa stagione riproduttiva (Tabella 5.5).

<i>sequenza</i>	<i>media</i>	<i>N</i>
<i>primo</i>	10.8	54
<i>secondo</i>	9.1	19
<i>terzo</i>	8.7	3

Tabella 5.5: Media del numero di uova deposte nei nidi in base alla sequenza di costruzione del nido.

Come visto precedentemente la distribuzione del numero di uova del primo nido è normale (Figura 5.4). Lo stesso vale per il secondo nido ($W = 0.9192$, $P = 0.1092$; Figura 5.8). Per il terzo, dato il campione molto basso non abbiamo verificato la normalità della distribuzione.

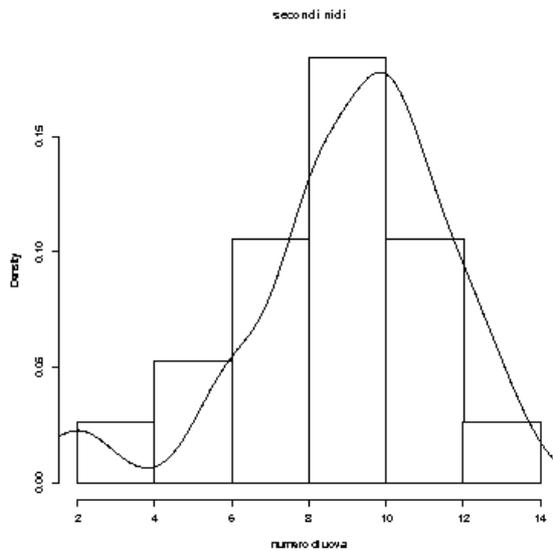


Figura 5.8: Distribuzione del numero di uova nel secondo nido deposto.

Il numero di uova deposte nei nidi successivi è minore e significativamente diverso da quello deposto nel primo nido (ANOVA a due fattori – sequenza e id_fagiana, differenze tra fagiane: $df = 2$; $F = 4.19$; $P = 0.03^*$; Figura 5.9).

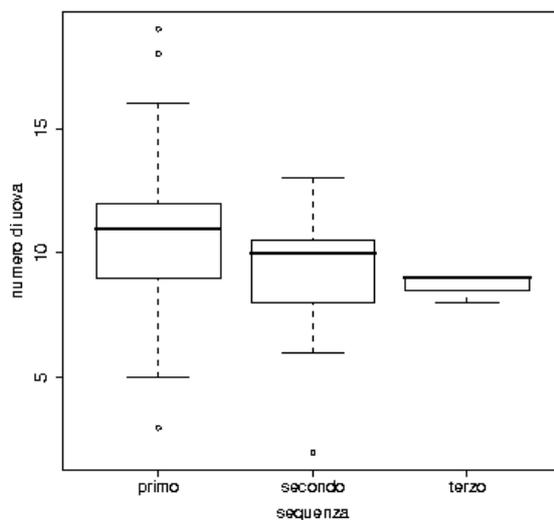


Figura 5.9: Mediana e quartili relativi al numero di uova deposte nei primi, secondi e terzi nidi.

5.3.5 Esito nidi

Di ogni nido è stato registrato l'esito finale. Come spiegato nel paragrafo dei materiali e metodi, i nidi salvati dallo sfalcio grazie al nostro intervento sono stati considerati per questa analisi, come se fossero stati persi a causa delle operazioni agricole.

Il 38% dei nidi è schiuso, la predazione ha influito per il 18%, le operazioni agricole (essenzialmente sfalcio dei campi) per il 13% (Tabella 5.6; Figura 5.10). Ci sono stati numerosi casi di abbandono (c.a. 26%) di cui quasi la metà riconducibili al disturbo da parte nostra.

<i>abbandono</i>	<i>abbandono antropico</i>	<i>ignoto</i>	<i>predato</i>	<i>schiuso</i>	<i>sfalcio</i>
11 (14.29%)	9 (11.7%)	4 (9.7%)	14 (18.2%)	29 (37.7%)	10 (13%)

Tabella 5.6: Riassunto del numero di nidi (e percentuali sul totale) suddiviso per i differenti esiti.

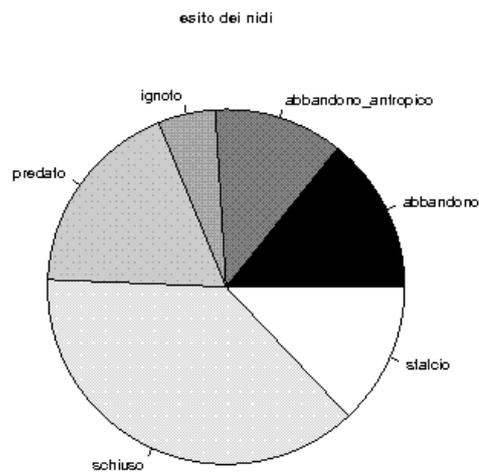


Figura 5.10: Esito dei nidi.

Suddividendo i dati tra le due aree di studio la differenza non è significativa (test esatto di Fisher, $df = 5$, $P = 0.06$). Il valore di probabilità vicino alla soglia di significatività sembra indicare la tendenza ad una maggior influenza, sia dell'abbandono riconducibile a disturbo da parte dell'operatore, che della predazione, nella zona VV (Tabella 5.7 e Figura 5.11).

zona	abbandono	abbandono antropico	ignoto	predato	schiuso	sfalcio
LN	5 (16.1%)	1 (3.2%)	3 (9.7%)	3 (9.7%)	16 (51.6%)	3 (9.7%)
VV	6 (13.0)	8 (17.4)	1 (2.2)	11 (23.9)	13 (28.3)	7 (15.2)

Tabella 5.7: Numero di nidi (e percentuali sul totale) suddiviso per i differenti esiti, nelle due aree di studio.

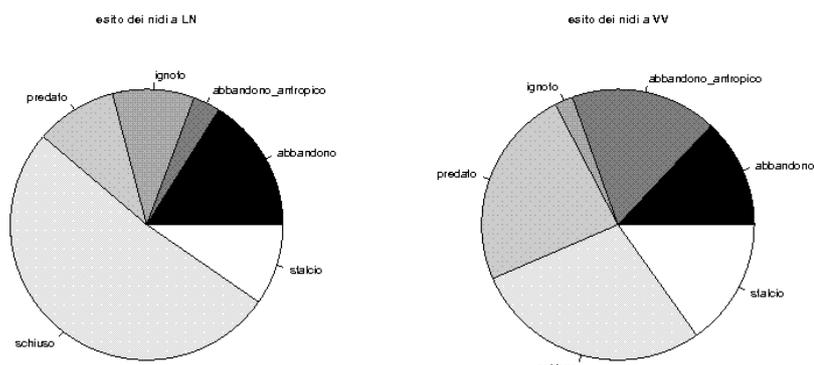


Figura 5.11: Esito dei nidi nelle due aree di studio.

Escludendo i casi di abbandono dovuto al nostro avvicinamento, la differenza tra le due aree di studio non è significativa (test esatto di Fisher, $df = 4$, $P = 0.15$); si riportano quindi i dati cumulati (Tabella 5.8).

<i>abbandono</i>	<i>ignoto</i>	<i>predato</i>	<i>schiuso</i>	<i>sfalcio</i>
11 (16.2%)	4 (5.9%)	14 (20.6%)	29 (42.6%)	10 (14.7%)

Tabella 5.8: Numero di nidi (e percentuali sul totale) suddiviso per i differenti esiti, escludendo i nidi abbandonati a causa del nostro disturbo.

Escludendo i casi di schiusa ed analizzando quindi le sole cause di perdita dei nidi, la differenza tra le due aree di studio rimane non significativa (test esatto di Fisher, $df = 4$, $P = 0.14$; Figura 5.12); si riportano quindi i dati cumulati (Tabella 5.9).

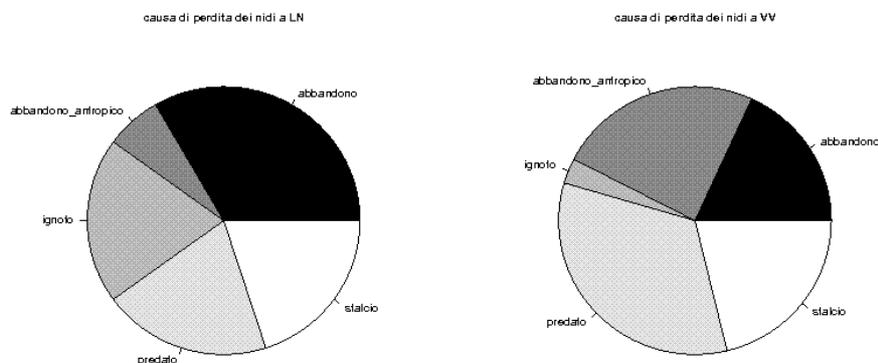


Figura 5.12: Cause di perdita dei nidi nelle due aree di studio.

abbandono	abbandono antropico	ignoto	predato	sfalcio
11 (22.9%)	9 (18.8%)	4 (8.3%)	14 (29.2%)	10 (20.8%)

Tabella 5.9: Numero di nidi (e percentuali sul totale) che non sono schiusi, suddiviso per le differenti cause di insuccesso.

Come spiegato nel paragrafo dei materiali e metodi, in alcuni casi abbiamo salvato dalle operazioni di falciatura dei campi alcuni nidi, segnalandoli agli agricoltori. Se consideriamo gli esiti effettivi dei nidi, ossia andiamo ad analizzare qual'è stato il successo di schiusa comprensivo del nostro intervento, i risultati sono leggermente diversi (Tabella 5.10).

In 3 casi su 5, il nido è stato salvato lasciando una striscia di prodotto non falciato, in 2 casi invece è stata posticipata di qualche giorno la falciatura in modo da lasciare il tempo alle uova di schiudere. Considerando gli esiti effettivi dei nidi, inclusi questi ultimi, la percentuale di schiusa e di predazione sono aumentate; dei cinque nidi sottratti alla falciatura infatti 2 sono schiusi e 3 sono stati predati.

abbandono	abbandono antropico	ignoto	predato	schiuso	sfalcio
11 (14.29%)	9 (11.7%)	4 (9.7%)	17 (22.1%)	31 (40.33%)	15 (6.4%)

Tabella 5.10: Riassunto del numero di nidi (e percentuali sul totale) suddiviso per i differenti esiti, considerando anche i nidi da noi sottratti alla distruzione durante le operazioni agricole.

5.3.6 Fertilità delle uova e percentuale di uova schiuse

Considerando solo i nidi schiusi, senza distinzione tra primo, secondo o terzo nido depresso, abbiamo analizzato la percentuale di schiusa e la percentuale di uova fertili.

Per quanto riguarda la percentuale di schiusa abbiamo escluso dall'analisi i nidi di cui non fossero noti il numero di uova deposte o l'esito di ogni singolo uovo dopo la schiusa.

La percentuale di schiusa non è significativamente diversa tra le due zone, pur essendo tendenzialmente più bassa a LN (Kruskal-Wallis chi-squared = 3.1563, df = 1, p-value = 0.08; mediana LN = 78.95, VV = 95; Figura 5.13). Cumulando i dati delle due zone la percentuale media di schiusa è dell'82.6% (mediana 86.7%).

Per l'analisi della fertilità delle uova abbiamo utilizzato solo i dati dei nidi schiusi. Per ogni nido abbiamo contato le uova fecondate, le uova non fecondate e le uova per cui questo dato non era noto. Da una prima analisi delle uova dei nidi delle due aree di studio (Figura 5.14), appare una maggior fecondità delle uova deposte a VV e la differenza risulta significativa (test esatto di Fisher, df = 2, P = 0.03*).

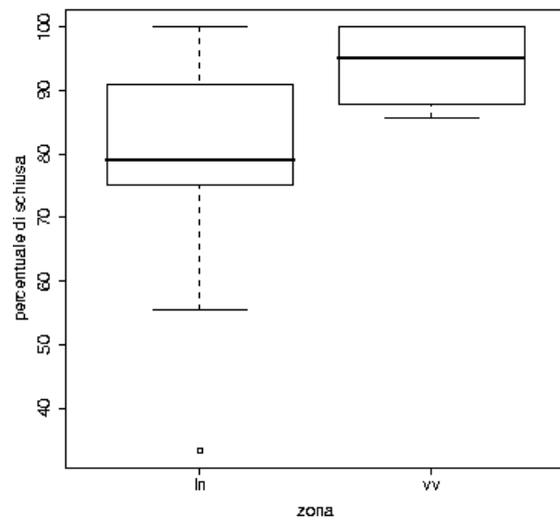


Figura 5.13: Percentuali di schiusa nelle due aree di studio.

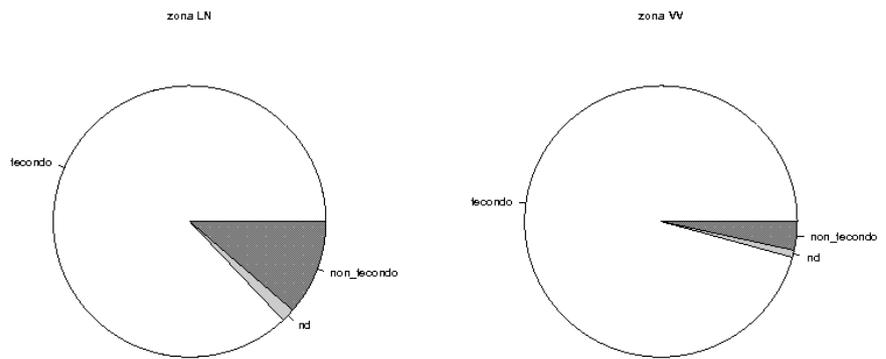


Figura 5.14: Percentuali di uova feconde e non nelle due aree di studio.

Raggruppando i dati per i singoli nidi e facendo un confronto tra l'indice di fecondità di essi nelle due zone risulta una differenza significativa (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 6.13$, $df = 1$, $P = 0.01^{**}$; Figura 5.15).

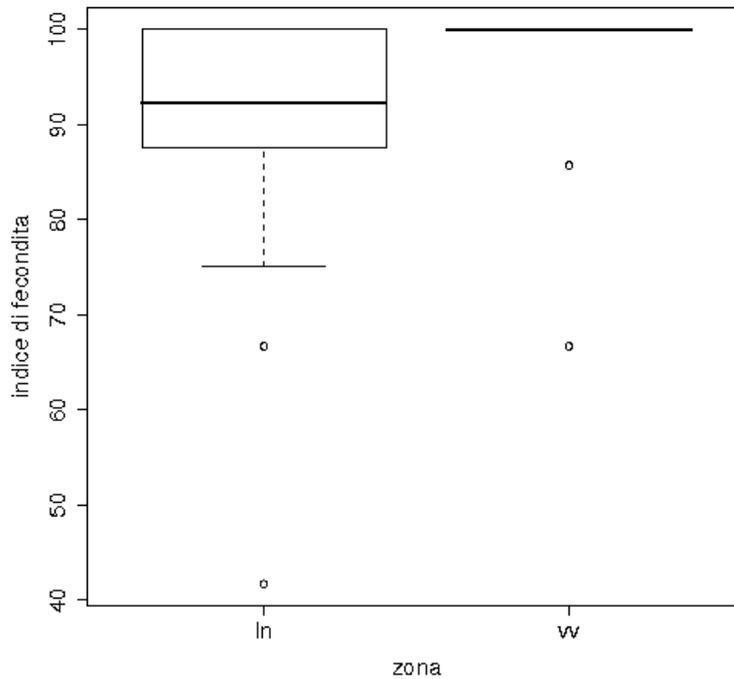


Figura 5.15: Indice di fecondità nelle due aree di studio; sono riportati medie e quartili.

5.3.7 Morfologia delle fagiane e successo riproduttivo

Due fagiane hanno nidificato anche l'anno successivo alla marcatura. Abbiamo usato anche i dati di questi due nidi, mettendoli in relazione alla morfologia misurata l'anno precedente. Per le misure di tarso e ala si può assumere che non ci siano state variazioni significative tra i due anni, trattandosi in entrambi i casi di fagiane adulte al momento della marcatura; il peso invece potrebbe aver registrato delle variazioni nel tempo. Abbiamo provato a ripetere le analisi statistiche anche escludendo questi due casi senza variazioni sostanziali nei risultati. Sono quindi riportati di seguito i risultati delle analisi che li comprendono.

Non risulta alcuna influenza dell'età né delle caratteristiche morfologiche misurate al momento della cattura, sulla capacità o meno di portare a termine la schiusa di un nido (Tabelle 5.11 e 5.12, Figure 5.16-5.19).

parametro	SÌ (media ± DS)	NO - media ± DS (N)
peso	1073.60 ± 141.15 (30)	1041.65 ± 135.72 (23)
lunghezza tarso	7.92 ± 0.39 (30)	7.85 ± 0.30 (24)
lunghezza coda	28.85 ± 2.49 (28)	29.44 ± 1.19 (23)
lunghezza ala	21.62 ± 0.80 (27)	21.75 ± 0.55 (22)

Tabella 5.11: Riassunto delle medie e deviazioni standard dei parametri morfologici divisi in base al successo di nidificazione.

parametro	stima	errore standard	T	P
intercetta	4.31	13.8	0.31	0.75
peso	0	0	1.54	0.13
lunghezza tarso	0.97	0.95	1.02	0.31
lunghezza ala	-0.22	0.61	-0.36	0.72
lunghezza coda	-0.37	0.28	-1.31	0.19
età	-1.07	0.76	-1.4	0.16

Tabella 5.12: Risultati della regressione logistica sull'influenza dei parametri morfologici sul successo nella nidificazione.

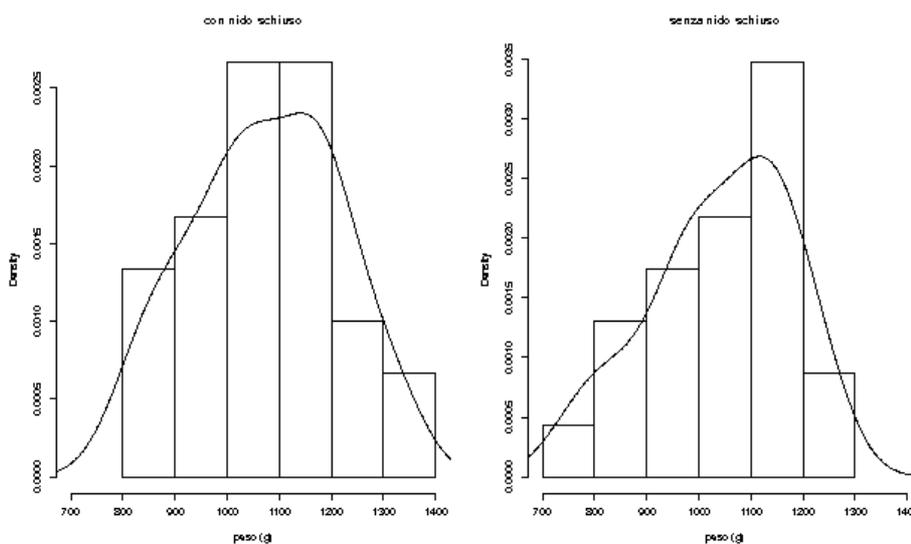


Figura 5.16: Distribuzione del peso nel gruppo di fagiane che hanno portato alla schiusa il nido, confrontato con quelle che non lo hanno fatto.

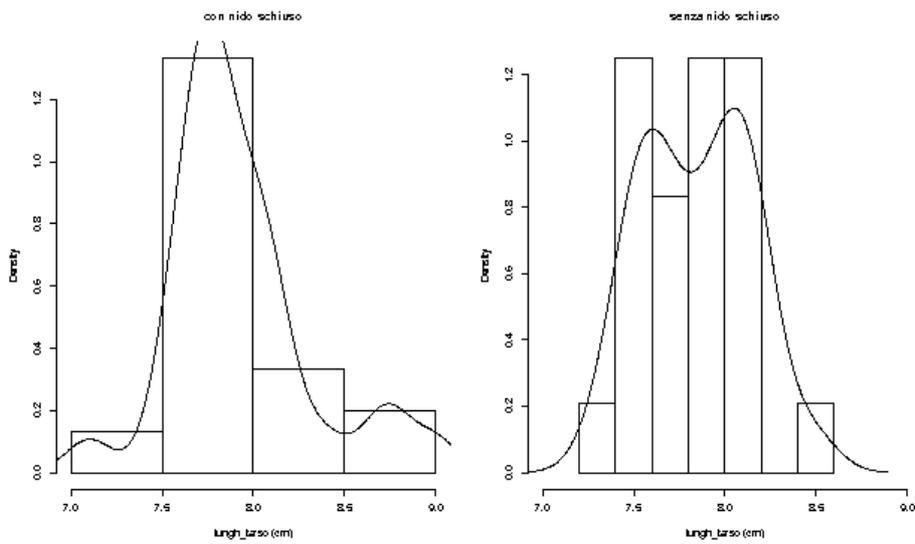


Figura 5.17: Distribuzione della lunghezza del tarso nel gruppo di fagiane che hanno portato alla schiusa il nido, confrontato con quelle che non lo hanno fatto.

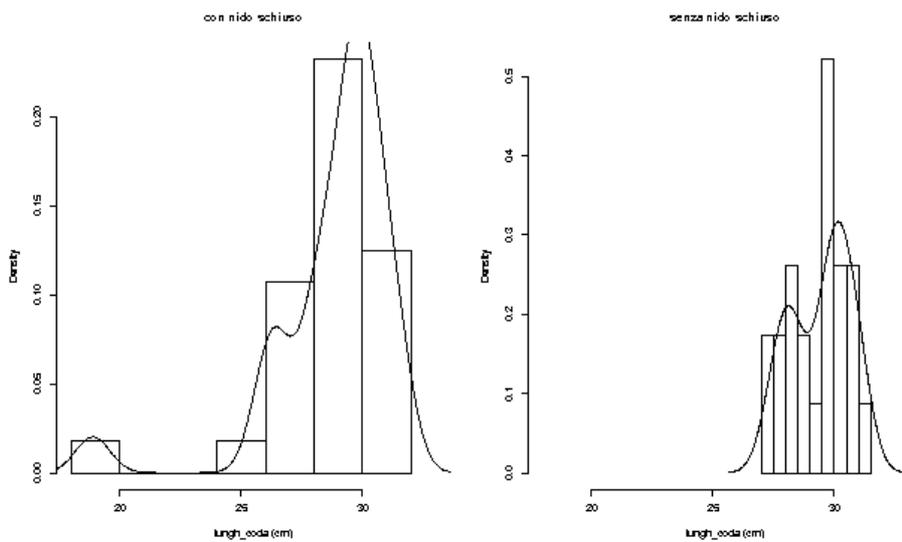


Figura 5.18: Distribuzione della lunghezza della coda nel gruppo di fagiane che hanno portato alla schiusa il nido, confrontato con quelle che non lo hanno fatto.

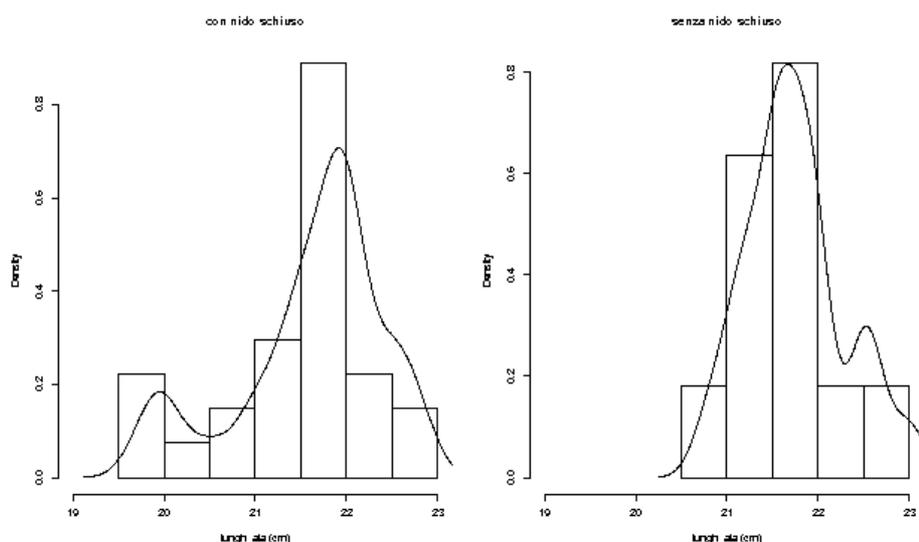


Figura 5.19: Distribuzione della lunghezza dell'ala nel gruppo di fagiane che hanno portato alla schiusa il nido, confrontato con quelle che non lo hanno fatto.

Non risultano influenze della morfologia sul numero di uova deposte nel primo nido, mentre risulta una influenza dell'età su questo parametro (Tabella 5.13 e Figure 5.20-5.24). Le fagiane giovani fanno mediamente un uovo in meno di quelle adulte, nel loro primo nido (Figura 5.24).

<i>parametro</i>	<i>stima</i>	<i>errore standard</i>	<i>T</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>	3.86	19.49	0.20	0.84
<i>peso</i>	0.0	0.0	1	0.32
<i>lunghezza tarso</i>	0.34	1.58	0.22	0.83
<i>lunghezza ala</i>	0.10	0.74	0.13	0.89
<i>lunghezza coda</i>	-0.05	0.25	-0.20	0.84
<i>età</i>	-2.23	1.10	-2.03	<0.05*

Tabella 5.13: Risultati del modello lineare generale sull'influenza dei parametri morfologici sul numero di uova deposte nel primo nido.

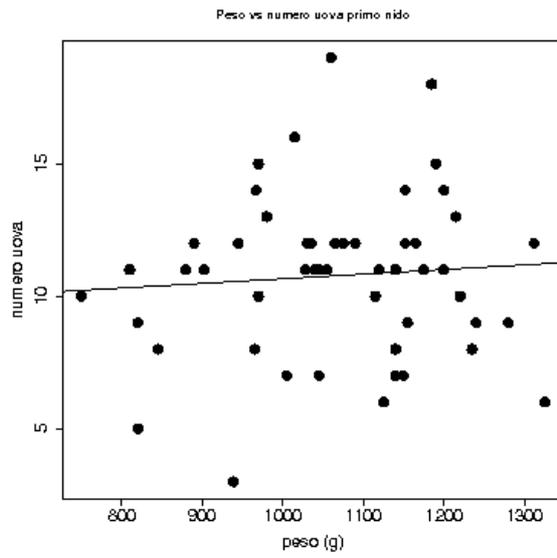


Figura 5.20: Relazione tra il peso della femmina e il numero di uova nel primo nido deposto.

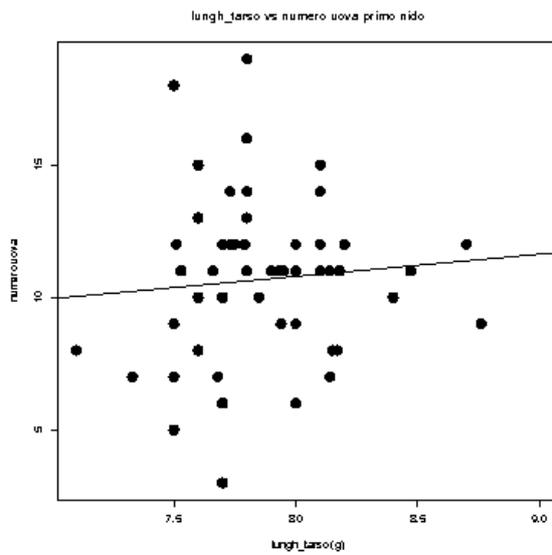


Figura 5.21: Relazione tra la lunghezza del tarso della femmina e il numero di uova nel primo nido deposto ($y=0.84x + 4.07$).

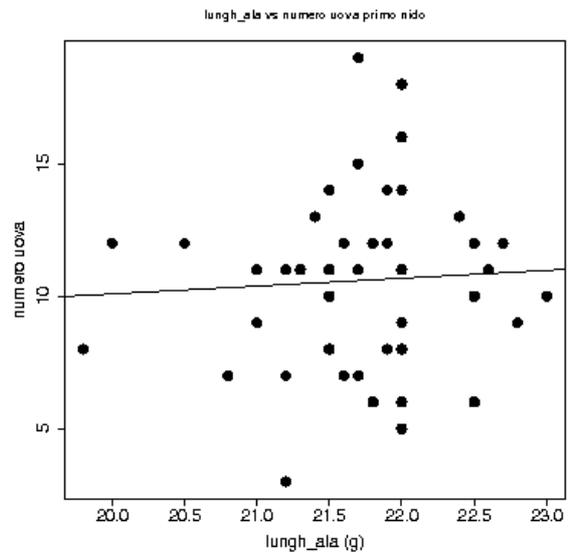


Figura 5.22: Relazione tra la lunghezza dell'ala della femmina e il numero di uova nel primo nido deposto ($y=0.30 x + 4.18$).

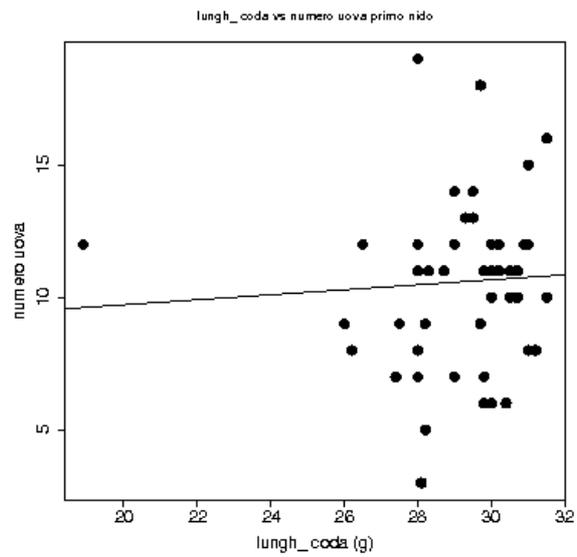


Figura 5.23: Relazione tra la lunghezza della coda della femmina e il numero di uova nel primo nido deposto ($y=0.09 x + 7.83$).

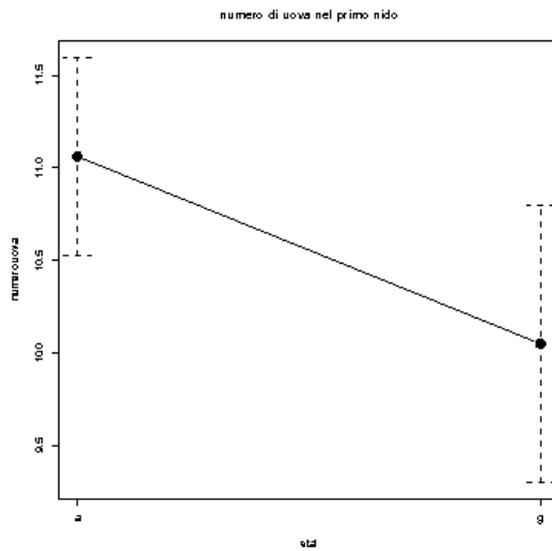


Figura 5.24: Medie (ed errore standard) del numero di uova deposto nel primo nido dalle fagiane giovani (g) e da quelle adulte (a).

Anche per quanto riguarda la percentuale di uova schiuse non si evidenziano influenze della morfologia delle fagiane né della loro età (Tabella 5.14 e Figure 5.25-5.28). Il campione in questo caso è molto limitato ($N = 16$ nidi) perché abbiamo utilizzato solo quelli per i quali avevamo dati certi relativi alla schiusa o meno di ogni uovo, quindi i risultati sono da considerarsi poco attendibili.

<i>parametro</i>	<i>stima</i>	<i>errore standard</i>	<i>T</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>	321.15	107.56	2.99	0.02*
<i>peso</i>	-0.02	0.04	-0.42	0.68
<i>lunghezza tarso</i>	-17.5	10.50	-1.67	0.14
<i>lunghezza ala</i>	-1.86	5.6	-0.33	0.75
<i>lunghezza coda</i>	-1.46	1.09	-1.33	0.22
<i>età</i>	8.66	7.68	1.13	0.30

Tabella 5.14: Risultati del modello lineare generale sull'influenza dei parametri morfologici sulla percentuale di schiusa.

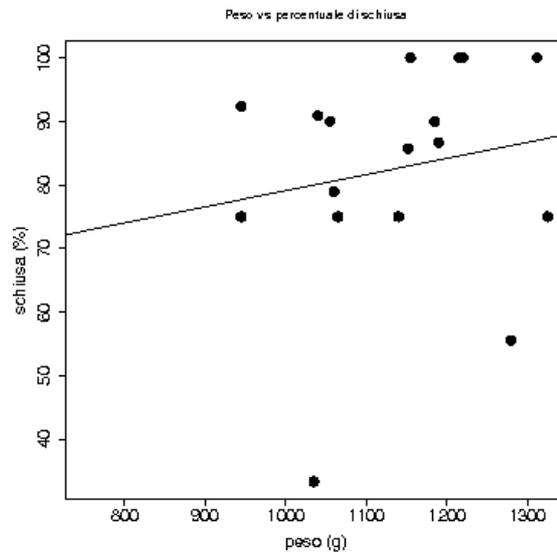


Figura 5.25: Relazione tra il peso e la percentuale di uova schiuse sul totale di quelle deposte.

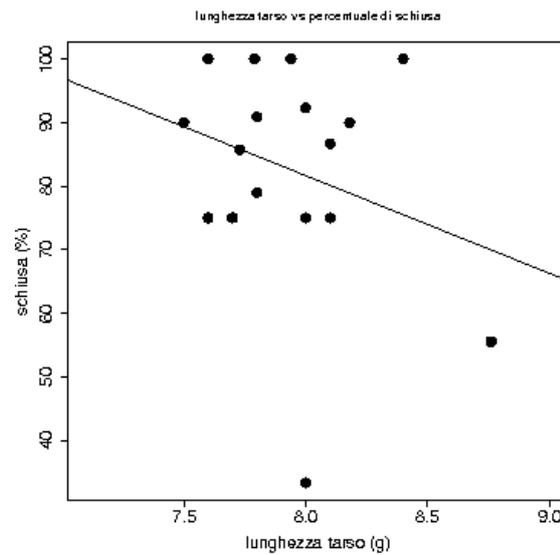


Figura 5.26: Relazione tra la lunghezza del tarso e la percentuale di uova schiuse sul totale di quelle deposte.

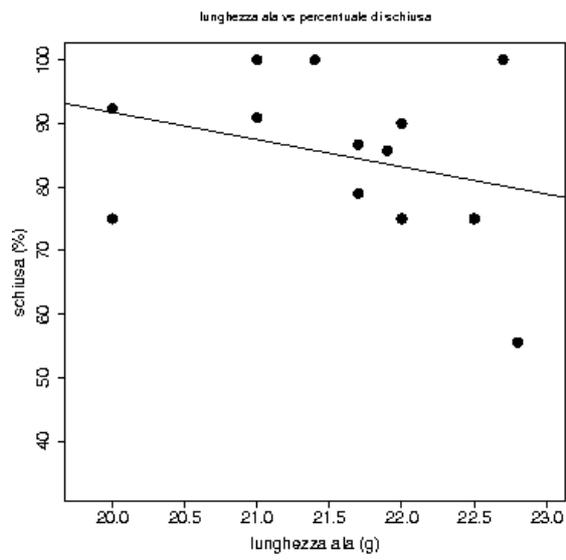


Figura 5.27: Relazione tra la lunghezza dell'ala e la percentuale di uova schiuse sul totale di quelle deposte.

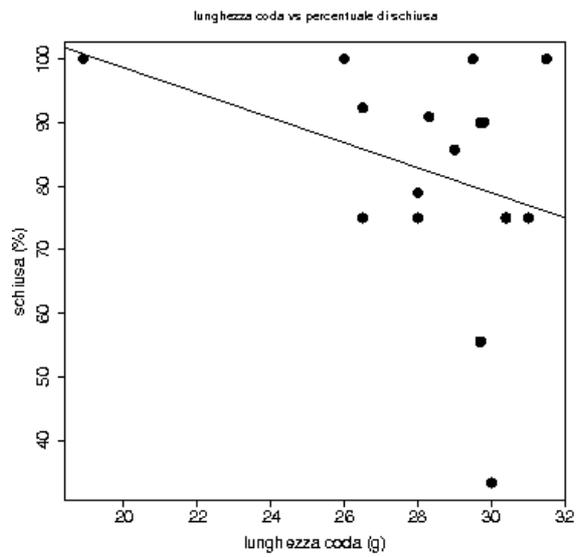


Figura 5.28: Relazione tra la lunghezza della coda e la percentuale di uova schiuse sul totale di quelle deposte.

5.4 Discussione

Dalle nostre analisi risulta un errore di stima del giorno di inizio dell'incubazione abbastanza elevato. Questo comporta il rischio di perdita di dati sull'esito del nido. L'andare a verificare il nido con qualche giorno di ritardo, infatti, fa sì che i dati raccolti possano essere incompleti. In alcuni casi, ad esempio, il numero di resti delle uova non corrisponde al numero totale delle uova deposte. Questo può essere dovuto a varie cause. Ad esempio, è esperienza comune per chi alleva galliformi che le femmine mangino alcuni dei gusci schiusi, forse come integrazione alimentare di calcio. Possono inoltre esserci casi di predazione sulle uova non schiuse, successiva all'abbandono del nido da parte della femmina e dei pulcini. Il ricercatore che arrivi con ritardo su un nido schiuso rischia quindi di non poter raccogliere indicazioni certe su tutte le uova deposte. Una maggior frequenza nel controllo del nido potrebbe ridurre questo problema, affinando la stima della data di inizio incubazione e permettendo quindi di arrivare sul nido subito dopo la schiusa. Questa maggior frequenza di rilevazione dei dati però aumenta il disturbo sugli animali. La scelta di effettuare rilevazioni ogni due o tre giorni, nel nostro caso, è nata dalla necessità di limitare il disturbo alla popolazione di fagiani, dalla necessità di raccogliere localizzazioni biologicamente non autocorrelate (Swihart e Slade 1985) e da motivi logistici. L'errore nella stima è quindi frutto di un compromesso tra la necessità di raccogliere dati puntuali sulla riproduzione e quella di non influenzare il dato stesso a causa del disturbo recato.

Il fatto di registrare (la prima volta che trovavamo un nido incubato) il numero di uova deposte (parametro raccolto per tutti i nidi, salvo uno) ci ha permesso di limitare il problema legato alle uova di esito incerto, potendo almeno quantificarle per sottrazione tra quelle deposte e quelle trovate nel nido dopo la schiusa.

I nostri dati ci indicano come l'errore sulla stima dell'inizio della cova non sia irrilevante e vada quindi considerato laddove si vogliono descrivere i periodi di nidificazione di questa specie o comunque studiarne la riproduzione.

Il periodo di cova (considerando anche il margine di errore di cui sopra) va dalla metà di aprile alla fine di luglio e si può estendere ai primi giorni di agosto (nel caso di una fagiana che ha iniziato la cova a metà luglio). Il primo nido viene però covato generalmente tra la metà di aprile e la metà di luglio in accordo con quanto riscontrato anche in altri studi (Dumke e Pils 1979; Baskett 1947). I nidi che si trovano in incubazione dopo la metà di luglio sono quindi da considerarsi deposizioni successive alla prima.

Il numero medio di uova per nido nel nostro studio è di 10.3 uova, in accordo con i dati di letteratura che riportano medie che oscillano tra le 10 e le 12 uova (Robertson 1991; Hoodless et al. 1999; Dumke e Pils 1979; Brittas et al. 1992; Meriggi, Pandini, e Cesaris 1996; Genovesi, Besa, e Toso 1999).

Si conferma il fatto che le fagiane che perdono o abbandonano il nido, generalmente ne costruiscono un secondo ed eventualmente anche altri, nella stessa stagione riproduttiva. Questo dato è noto nella specie ed è stato osservato in numerosi studi (Cramp e Simmons 1980; Wittzell 1991; Dumke e Pils 1979). Il numero di uova deposte nei nidi successivi al primo diminuisce in accordo con quanto già osservato in altri lavori (Niewoonder, Prince, e Luukkonen 1998). Tale diminuzione del numero di uova è probabilmente da attribuirsi a minori risorse fisiche disponibili dopo la perdita del primo nido e forse anche ad una strategia più conservativa. Nelle nostre aree di studio infatti luglio e agosto sono caratterizzati da siccità e carenza di cibo dovuta alle arature dei campi di cereali, ormai raccolti. Il fatto di trovarsi con una nidiate di pulcini in questo periodo, unito al rischio di mortalità dovuto alle piogge di metà agosto su individui ancora molto giovani, potrebbe spiegare l'investimento su un numero di uova minore da parte della fagiana.

Il successo di schiusa dei nidi del 38%, registrato in questo studio, è in accordo con i dati di altre ricerche. Tale successo è molto variabile in relazione alle condizioni ambientali e alle popolazioni di fagiani ma rimane generalmente inferiore al 50%, con minimi registrati intorno al 20% (Dumke e Pils 1979; Draycott et al. 2008; Hoodless et al. 1999; Schmitz e Clark 1999; Haensly, Crawford, e Meyers 1987).

L'importanza della predazione come fattore principale di perdita dei nidi è stato messo in evidenza da alcune ricerche (per esempio: 43% dei nidi deposti, R.A.H. Draycott et al. 2008; 36-37% dei nidi deposti, Evans e Wolfe 1967; il 46-53% di due aree nel nord Italia; Meriggi, Pandini, e Cesaris 1996). Nel nostro caso è risultata una causa importante, ma sono comparabili i tassi di perdita per lavori agricoli e hanno rivestito un'importanza molto alta i casi di abbandono del nido da parte della femmina durante l'incubazione.

Su tutti i nidi deposti la predazione è stata del 18% (29.2% di quelli non schiusi), la perdita per lavori agricoli del 13% (20.8% di quelli non schiusi). Nel 9.7% dei nidi deposti non siamo stati in grado di attribuire la perdita del nido ad una causa specifica, perché non abbiamo trovato tracce chiare sul nido o nei suoi dintorni. Il tasso di predazione da noi riscontrato è relativamente basso, se confrontato con i dati di altri lavori. È possibile che ci sia stata, soprattutto riguardo alla zona LN e comunque di entità lieve, una sottostima dell'impatto della predazione. Nell'area di studio infatti sono presenti numerosi corvidi e alcuni dei nidi persi sono stati trovati vuoti; in assenza di tracce di predazione i nidi sono stati classificati come persi per cause ignote. È però possibile che si trattasse di predazioni effettuate da corvidi, data la capacità di queste specie di predare un nido portando via tutte le uova e non lasciando tracce.

Le differenze nei tassi di predazione riscontrate in letteratura sono da mettere probabilmente in relazione a differenze ambientali, di densità di predatori e di differenti popolazioni di fagiani. Tassi diversi di predazione sono stati registrati in relazione a caratteristiche ambientali diverse; ad esempio la preda-

zione è risultata maggiore su nidi fatti in habitat con andamento prevalentemente lineare, 53%, piuttosto che in habitat con andamento non lineare, 14% (Haensly, Crawford, e Meyers 1987).

Purtroppo non abbiamo raccolto dati sufficienti per analizzare l'impatto dei diversi predatori sui nostri nidi. Certamente volpe (*Vulpes vulpes*) e Corvidi sono stati predatori importanti, come risultato anche in altri lavori che li descrivono come le specie che hanno il maggior impatto sui nidi di fagiano (Cramp e Simmons 1980; Draycott et al. 2008), ma non abbiamo dati completi per un numero di nidi sufficiente a stimare l'impatto relativo dei differenti predatori.

L'importanza delle operazioni agricole, come causa di perdita dei nidi, riconosciuta da numerosi studi (Meriggi, Pandini, e Cesaris 1996; Baskett 1947; Evans e Wolfe 1967; Draycott et al. 2008) è risultata chiaramente anche dai nostri dati. Il tasso di perdita è stato del 13% dei nidi deposti, molto inferiore a quanto riscontrato in uno studio condotto in Nebraska, dove più del 91% dei nidi di fagiano trovati nell'erba medica sono stati distrutti a causa dello sfalcio dei campi (Evans e Wolfe 1967), più vicino al 20-25% riscontrato in due aree del nord Italia (Meriggi, Pandini, e Cesaris 1996), ma maggiore di quanto registrato da Draycott (2008; 5.5% dei nidi deposti). L'incidenza delle operazioni agricole, nel nostro studio, si è ridotta di circa la metà considerando alcuni nidi da noi sottratti alla distruzione. In alcuni casi siamo infatti riusciti ad avvisare gli agricoltori della presenza di nidi nei campi su cui dovevano lavorare e, grazie alla loro disponibilità, siamo riusciti a salvarli. È interessante notare come i nidi intorno ai quali era stata lasciata una striscia di vegetazione siano stati predati, mentre siano schiuse le uova in quelli in cui la raccolta su tutto il campo è stata evitata fino al momento della schiusa. Il campione di nidi salvati è scarso e non permette di fornire conclusioni statisticamente affidabili; sembra però indicare che il rilascio di piccole fasce di vegetazione faciliti ai predatori la ricerca dei nidi e metta quindi le fagiane in una situazione di alto rischio di predazione. Le differenze nel tasso di distruzione dovuto alle lavorazioni agricole in differenti studi è probabilmente da mettere in relazione al tipo di ambiente, alla disponibilità di siti di nidificazione non interessati dai lavori agricoli e ai macchinari usati.

Nel 26% dei casi i nidi sono stati abbandonati dopo l'inizio dell'incubazione; per quasi la metà dei casi, tale abbandono è riconducibile al disturbo arrecato da noi durante l'avvicinamento al nido. Nell'analisi distinta delle due aree di studio, sono emerse differenze, per quanto non statisticamente significative, che mostrano una tendenza piuttosto netta ad avere un minor successo di schiusa, accompagnato da un maggior tasso di abbandono e di predazione, nella zona collinare rispetto a quella di pianura. Una spiegazione di questa tendenza potrebbe essere legata al tipo di ambiente e al livello di antropizzazione diverso delle due aree. Nell'area collinare, in cui l'impatto antropico è minore, con una presenza di casolari sparsi piuttosto che di veri e propri centri abitati, potrebbe esserci, da parte delle fagiane, una minor confidenza con l'avvicinamento degli

uomini. In questa area abbiamo infatti registrato una proporzione di nidi, abbandonati a causa del nostro avvicinamento, molto più alta che nell'altra zona. Oltre a questo l'area collinare, caratterizzata dalla presenza di piccoli boschi e fasce alberate lungo i fossi, ha mostrato un tasso di predazione più alto dovuto probabilmente ad una maggior presenza di predatori o ad una maggior facilità da parte loro di movimento e di ricerca dei nidi. I due fattori potrebbero non essere indipendenti. La tendenza delle fagiane ad abbandonare il nido una volta disturbate potrebbe essere infatti messa in relazione sia alla minor abitudine alla vicinanza con l'uomo, sia al livello di attenzione verso i predatori più alto, dovuto alla presenza di maggiori pericoli. Escludendo i casi di abbandono attribuiti al nostro avvicinamento, il tasso di abbandono diminuisce avvicinandosi all'11% di uno studio su fagiani di allevamento rilasciati in ambienti molto simili e vicini (Venturato et al. 2001) e al 10% di un altro studio (Draycott et al. 2008).

L'impatto del disturbo da parte dei ricercatori sul successo di nidificazione è stato studiato in modo approfondito in uno studio di Evans e Wolfe (1967). Sono emersi risultati riproduttivi diversi confrontando nidi in cui la fagiana era stata fatta volare almeno una volta dall'avvicinarsi del ricercatore, con nidi in cui questo non era successo. La percentuale di schiusa era nel primo caso del 13% e nel secondo del 48%. L'abbandono non è risultato in relazione con il fatto che la fagiana fosse già in incubazione oppure stesse ancora deponendo, il tasso di abbandono non era infatti significativamente diverso. È risultato invece importante lo stadio di incubazione delle uova: la fagiana abbandonava il nido più facilmente quando era nei primi stadi di incubazione. Questi dati sono confermati, per quanto in modo aneddotico, dalla mia esperienza personale. Nei casi di avvicinamento al nido infatti è molto facile che la fagiana ai primi stadi di incubazione voli via mentre una fagiana vicina alla schiusa delle uova rimanga sul nido e debba essere spostata a mano per la verifica delle uova. Questo diverso comportamento si può spiegare con il diverso investimento parentale messo in atto e quindi con il diverso costo dell'eventuale predazione o perdita del nido. In un altro studio (Robertson 1991), contrariamente a quanto visto da Evans e Wolfe (1967), la probabilità di abbandono è risultata più alta durante la deposizione del nido piuttosto che ad incubazione iniziata; quest'ultimo dato sembra confermare l'ipotesi del diverso costo di investimento. Il disturbo creato potrebbe essere dipendente, oltre che dallo stadio di incubazione, anche dalla specie e/o dalle condizioni ambientali. Cotter e Gratto (1995), in uno studio sulla pernice bianca nordica (*Lagopus lagopus*), non hanno rilevato differenze nel numero di uova deposte, nel numero di pulcini nati e nella percentuale di nidi schiusi, confrontando nidi disturbati (con avvicinamenti ogni 3-4 giorni) e nidi non disturbati (mai avvicinati a più di 50 m). L'influenza del tipo di ambiente, anche nel fagiano, sarebbe supportata dalla diversa tendenza da noi registrata nelle due aree di studio. Ulteriori analisi sarebbero necessarie per incrementare il campione di nidi ed ottenere così risultati più chiari. In generale il nostro studio conferma il rischio di influenza sui dati di riproduzione da parte dei ricerca-

tori. È quindi importante cercare un livello di ottimizzazione nella pianificazione del campionamento che tenga conto della necessità di acquisire dei dati affidabili, limitando però il disturbo.

I nidi hanno avuto una percentuale media di schiusa dell'83% (mediana 87%), del tutto comparabile con l'85-91% rilevato nel nord Italia (Meriggi, Pandini, e Cesaris 1996) e con l'86% di studio compiuto dalla Game Conservancy in Inghilterra (Robertson 1991). Tale tasso non è diverso nell'area collinare rispetto a quella di pianura.

È risultata invece una differenza nel tasso di fecondità delle uova tra le due aree di studio. A LN la fertilità delle uova è minore rispetto a VV. Il significato di tale differenza non è di facile interpretazione.

La morfologia non risulta essere correlata con il successo riproduttivo. Non si sono evidenziate infatti differenze significative legate alle caratteristiche morfologiche nella capacità di portare a termine un nido, nel numero di uova deposte, né nella percentuale di schiusa. (Cotter e Gratto 1995) hanno dimostrato, in accordo con i nostri dati come il peso non influenzi il successo di schiusa nella pernice bianca nordica. Un significato invece di difficile interpretazione è quello secondo cui un parametro morfologico che influenza il successo riproduttivo, sia la lunghezza del becco; fagiane con maggior successo hanno becchi più corti (Witzell 1991). Una spiegazione possibile a questo effetto, potrebbe essere attribuibile al fatto che fagiane più attive nella ricerca del cibo (e quindi anche nello scavare a questo fine) possano mostrare un maggior successo nella riproduzione. Non avendo rilevato questo parametro sulle nostre fagiane non siamo stati in grado di verificare il dato sulla nostra popolazione.

Per quanto riguarda la differenza nel successo riproduttivo di fagiane giovani e adulte, non sono risultate differenze significative né sulla capacità di far schiudere un nido, né sulla percentuale di uova schiuse. Questi risultati sono in accordo con altri studi simili (Cotter e Gratto 1995; Draycott et al. 2008; Brittas et al. 1992). È risultato invece diverso il numero di uova deposte nel primo nido. Le fagiane alla loro prima stagione riproduttiva depongono infatti in media un uovo in meno rispetto alle fagiane adulte. Questa differenza non è stata riscontrata da Brittas et al. (1992) che hanno invece dimostrato una differenza tra giovani e adulte nella capacità di allevamento della prole, trovando che le fagiane giovani avevano un tasso di perdita della nidiate maggiore. Sarebbe interessante verificare, in uno studio futuro, quest'ultimo dato, raccogliendo dati su un campione significativo di nidiate.

5.5 Bibliografia

Baskett, T. S. 1947. Nesting and production of the ring-necked pheasant in north-central Iowa. *Ecological Monographs*: 1-30.

- Brittas, R., V. Marcström, R. E. Kenward, e M. Karlbom.** 1992. Survival and breeding success of reared and wild ring-necked pheasants in Sweden. *The Journal of Wildlife Management*: 368-376.
- Cotter, R. C., e C. J. Gratto.** 1995. Effects of nest and brood visits and radio transmitters on rock ptarmigan. *The Journal of Wildlife Management* 59, no. 1: 93-98.
- Cramp, S., e K. E. L. Simmons.** 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 11.* Oxford University Press.
- Draycott, R.A.H., A.N. Hoodless, M.I.A. Woodburn, e R.B. Sage.** 2008. Nest predation of Common Pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis* 150, no. (Suppl. 1): 37-44.
- Dumke, R. T., e C. M. Pils.** 1979. Renesting and dynamics of nest site selection by Wisconsin pheasants. *The Journal of Wildlife Management*: 705-716.
- Evans, RD, e CW JR Wolfe.** 1967. Effects of nest searching on fates of pheasant nests. *Journal of Wildlife Management* 31, no. 4: 754-759.
- Genovesi, P., M. Besa, e S. Toso.** 1999. Habitat selection by breeding pheasants *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 5, no. 4: 193-201.
- Haensly, T. F., J. A. Crawford, e S. M. Meyers.** 1987. Relationships of habitat structure to nest success of ring-necked pheasants. *The Journal of Wildlife Management*: 421-425.
- Hill, D., e P. Robertson.** 1988. Breeding success of wild and hand-reared ring-necked pheasants. *The Journal of Wildlife Management* 52, no. 3: 446-450.
- Hoodless, A.N., R.A.H. Draycott, M. N. Ludiman, e P. A. Robertson.** 1999. Effects of supplementary feeding on territoriality, breeding success and survival of pheasants. *Journal of Applied Ecology*: 147-156.
- Leif, A. P.** 1994. Survival and reproduction of wild and pen-reared ring-necked pheasant hens. *The Journal of Wildlife Management*: 501-506.
- Meriggi, A., W. Pandini, e C. Cesaris.** 1996. Demography of the Pheasant in relation to habitat characteristics in northern Italy. *J. Wildl. Res* 1, no. 1: 15-23.
- Niewoonder, J. A, H. H Prince, e D. R Luukkonen.** 1998. Survival and reproduction of female Sichuan, ring-necked, and F 1 hybrid pheasants. *The Journal of Wildlife Management*: 933-938.
- Robertson, P. A.** 1991. Estimating the nesting success and productivity of British pheasants *Phasianus colchicus* from nest-record schemes. *BIRD STUD.* 38, no. 2: 73-79.

- Schmitz, R. A., e W. R. Clark.** 1999. Survival of ring-necked pheasant hens during spring in relation to landscape features. *The Journal of Wildlife Management* 63, no. 1: 147-154.
- Swihart, R. K., e N. A. Slade.** 1985. Influence of sampling interval on estimates of home-range size. *The Journal of Wildlife Management*: 1019–1025.
- Venturato, E., R. Petrini, D. Scarselli, e P. Cavallini.** 2001. Fat ladies and lean girls: morphology influences survival and reproduction of released pen-reared pheasants (*Phasianus colchicus*). In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*.
- Witzell, H.** 1991. Directional selection on morphology in the pheasant, *Phasianus colchicus*. *Oikos*: 394–400.

6 SOPRAVVIVENZA E CAUSE DI MORTE

6.1 Introduzione

I galliformi hanno dinamiche di popolazione generalmente rapide, con notevole produttività potenziale annua e corrispondenti alti livelli di predazione e di mortalità. Il rapporto sessi alla nascita è paritario ma tende a sbilanciarsi a favore delle femmine fino al periodo invernale, in particolare per quanto riguarda i giovani dell'anno. Nei primi mesi del primo anno di vita quindi si assiste ad una mortalità maggiore dei maschi rispetto alle femmine. Tale mortalità potrebbe essere dovuta all'accentuata aggressività dei giovani maschi, che competono fortemente tra di loro per le fonti di cibo già dai primi giorni di vita. Alla fine dell'inverno la popolazione è quindi composta da una maggioranza di femmine, che vanno però incontro ad una forte mortalità durante il periodo riproduttivo a causa soprattutto della predazione sul nido e delle lavorazioni agricole. Questa maggior mortalità primaverile a carico delle femmine tende a ristabilire nella popolazione il rapporto sessi paritario (Meriggi et al. 1996). Una maggior mortalità delle femmine giovani rispetto a quelle adulte, come conferma di quanto detto sopra, è stata riscontrata in Colorado (Snyder 1984). I nostri risultati sono però in disaccordo in quanto non sono risultate differenze significative nella sopravvivenza di fagiane giovani ed adulte in periodo riproduttivo (Venturato et al. 2009; inserito in questa tesi al capitolo 4).

La predazione è certamente una causa importante di mortalità e la sua influenza è stata studiata sia su popolazioni selvatiche che naturali (Smith et al. 1999; Schmitz & Clark 1999; Musil et al. 2009; Venturato et al. 2001). Altre cause di riduzione della popolazione sono da ricercare nelle lavorazioni agricole che influiscono in particolare, ma non solo, nel periodo della nidificazione (Scarselli et al. 2001; Venturato et al. 2001). L'incidenza delle malattie è difficilmente analizzabile. Infatti i resti dei fagiani morti spesso non sono sufficienti a svolgere analisi necroscopiche e parassitologiche appropriate. Alcuni predatori, inoltre, si cibano anche di soggetti già morti o fortemente debilitati; la determinazione della causa primaria di morte in questi casi è molto difficile e porta probabilmente ad una sovrastima dell'impatto predatorio.

Lo studio della mortalità e delle cause di morte ha importanza come base per l'approfondimento della dinamica di popolazione del fagiano, oltre che per dare indicazioni fondamentali per la gestione di questa specie, che riveste un interesse sia naturalistico che venatorio.

In questo studio abbiamo analizzato i dati di mortalità di femmine di fagiano selvatico in due ambienti, uno collinare e uno di pianura, in Zone di Ripopolamento e Cattura, quindi in assenza di attività venatoria.

6.2 Materiali e metodi

La sopravvivenza delle fagiane di questo studio è stata confrontata anche con i dati raccolti, con metodi identici, durante uno studio precedente di radiotracking su fagiane di allevamento immesse in un'area vicina a quella di LN e anch'essa a divieto di caccia, seppure di estensione minore, nel 1999 (Venturato et al. 2001).

Sui resti delle fagiane morte è stata effettuata la ricerca di tracce che potessero ricondurre alla causa della morte. Sono stati valutati:

- la presenza di tracce di sangue come segno di predazione su animale vivo
- la presenza di segni di morsi sulle penne che mostrassero il consumo da parte di un mammifero (Figura 6.1)
- la presenza di segni di beccate sulle penne che mostrassero il consumo da parte di un rapace
- la presenza di tracce sulla radio o sul radiocollare
- le caratteristiche dell'ambiente di ritrovamento ed eventuali tracce presenti.

Quando i resti lo permettevano sono state fatte delle necroscopie al fine di valutare:

- le condizioni fisiche generali
- lo stato di nutrizione
- il contenuto dell'ingluvie e degli stomaci per valutare se, e con che cosa, gli animali si fossero alimentati di recente
- la presenza di lesioni interne od esterne allo scopo di evidenziare i traumi (Figura 6.2) e comprenderne la natura.



Figura 6.1: Resti di fagiana consumata da un mammifero. Si notano i calami delle penne spezzate ed attaccate l'una all'altra ed evidenti segni di morsi.

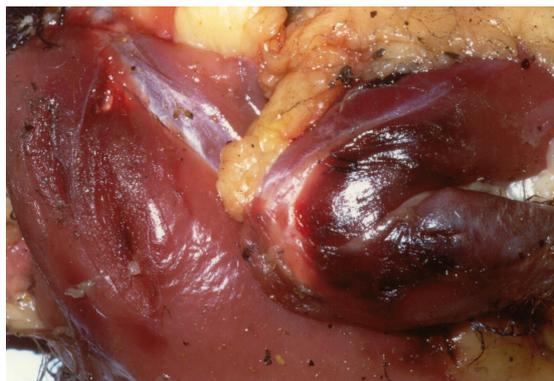


Figura 6.2: Necropsia di un fagiano consumato da un mammifero. Si notano le lesioni dovute ai denti e alle unghie sul petto e sulla zampa (Venturato et al. 2001).

6.2.1 Analisi statistica

La stima della sopravvivenza è stata fatta secondo il metodo Kaplan Meier (Kaplan & Meier 1958; Petrini 1995) che permette il confronto degli andamenti nel tempo fra gruppi diversi. Le differenze tra gruppi sono state valutate tramite il test del χ^2 .

6.3 Risultati

6.3.1 Cause di morte

In questo paragrafo sono analizzati i dati di soggetti morti e di quelli di cui si è perso il contatto radio, definiti 'scomparsi'. Nella maggior parte dei casi (più del 50%) abbiamo perso il contatto radio a causa di malfunzionamenti della trasmittente o di scaricamento della batteria. Tra le cause di morte la più importante è risultata essere la predazione (25%). Nel 15% dei casi non siamo stati in grado, sulla base dei resti ritrovati e delle tracce rilevate nei dintorni, di risalire alla causa di morte dell'animale (Tabella 6.1; Figura 6.3).

E' importante sottolineare come una determinazione sicura del predatore sia possibile solamente in pochi casi; per questo abbiamo utilizzato la categoria di 'mammifero' senza distinzione tra le specie responsabili, che sono probabilmente da ricercare sia tra animali selvatici che tra domestici (nelle zone sono presenti alcuni cani e gatti vaganti).

Spesso, soprattutto con il ritrovamento di pochi resti, non è facile distinguere un caso di predazione su animale vivo da un caso di consumo *post mortem*. Ed è comunque poco certa la discriminazione tra l'uccisione di un individuo sano da quella di un individuo debilitato per altre ragioni. Dalle necropsie fatte sui corpi ritrovati tendiamo ad escludere casi di morte o di forte debilitazione per malattia o carenze alimentari, riscontrati invece in animali immessi da

allevamento (Venturato dati inediti). I dati di predazione da mammifero sono quindi da intendersi come relativi a fagiane che sono state consumate da un mammifero, senza distinzione tra quelle uccise e quelle eventualmente trovate già morte.

<i>caccia</i>	<i>ignota</i>	<i>incidente stradale</i>	<i>predazione mammifero</i>	<i>scomparsa</i>	<i>sfalcio</i>
1 (1.1%)	14 (14.9%)	2 (2.1%)	24 (25.5%)	50 (53.2%)	3 (3.2%)

Tabella 6.1: Numero di fagiane (e percentuali sul totale) suddiviso per le diverse cause di morte.

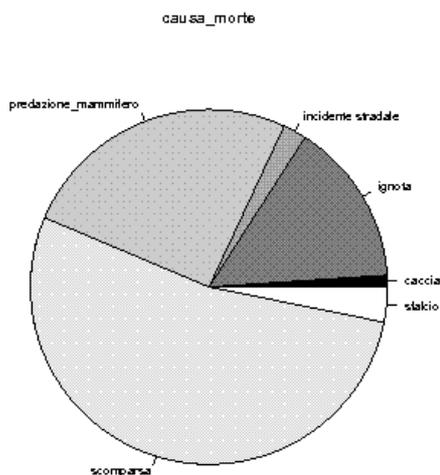


Figura 6.3: Cause di morte delle fagiane.

Non risultano differenze nella mortalità di fagiane immesse nel 2005 e nel 2006 (Test esatto di Fisher, $df = 5$, $P = 0.23$; Tabella 6.2).

<i>anno</i>	<i>caccia</i>	<i>ignota</i>	<i>incidente stradale</i>	<i>predazione mammifero</i>	<i>scomparsa</i>	<i>sfalcio</i>
2005	0 (0%)	10 (19.2%)	2 (3.8%)	15 (28.8%)	23 (44.2%)	2 (3.8%)
2006	1 (2.4%)	4 (9.5%)	0 (0%)	9 (21.5%)	17 (64.3%)	1 (1.4%)

Tabella 6.2: Numero di fagiane (e percentuali sul totale) suddiviso per le diverse cause di morte, nei due anni.

Suddividendo i dati tra le due aree di studio non risultano differenze (test esatto di Fisher, $df = 5$, $P = 0.27$; Tabella 6.3).

<i>area</i>	<i>caccia</i>	<i>ignota</i>	<i>incidente stradale</i>	<i>predazione mammifero</i>	<i>scomparsa</i>	<i>sfalcio</i>
LN	0 (0%)	4 (10.2%)	2 (5.1%)	8 (20.5%)	23 (59%)	2 (5.1%)
VV	1 (1.8%)	10 (18.2%)	0 (0%)	16 (29.1%)	27 (49.1%)	2 (1.8%)

Tabella 6.3: Numero di fagiane (e percentuali sul totale) suddiviso per le diverse cause di morte e per area di studio.

Non risultano differenze neanche tra fagiane giovani ed adulte (test esatto di Fisher, $df = 5$, $P = 0.43$; Tabella 6.4).

<i>età</i>	<i>caccia</i>	<i>ignota</i>	<i>incidente stradale</i>	<i>predazione mammifero</i>	<i>scomparsa</i>	<i>sfalcio</i>
giovani	1 (2.9%)	4 (11.8%)	0 (0%)	8 (23.5%)	21 (61.8%)	0 (0%)
adulte	0 (0%)	10 (16.7%)	2 (3.3%)	16 (26.7%)	29 (49.3%)	3 (5%)

Tabella 6.4: Numero di fagiane (e percentuali sul totale) suddiviso per le diverse cause di morte e per età.

Per un miglior confronto con i dati di letteratura, che generalmente riportano le cause di morte escludendo le radio scomparse, riportiamo anche i dati dei soli individui di cui è stato ritrovato qualche resto (Tabella 6.5).

<i>caccia</i>	<i>ignota</i>	<i>incidente stradale</i>	<i>predazione mammifero</i>	<i>sfalcio</i>
1 (2.3%)	14 (31.8%)	2 (4.5%)	24 (54.5%)	3 (6.8%)

Tabella 6.5: Riassunto del numero di fagiane (e percentuali sul totale) suddiviso per le diverse cause di morte, escludendo gli individui scomparsi.

6.3.2 Sopravvivenza

Non risultano differenze nel tasso di sopravvivenza tra gli animali immessi nel 2005 e nel 2006 (Tabella 6.6, Figura 6.4).

<i>Periodo</i>	χ^2	<i>P</i>
<i>Totale(1-70 settimane)</i>	0.41	n.s.
<i>Breve termine(1-5 settimane)</i>	0.25	n.s.
<i>Medio termine (6-15 settimane)</i>	2.50	n.s.
<i>Lungo termine (16-70 settimane)</i>	0.30	n.s.

Tabella 6.6: Risultati del confronto tra i due anni di immissione per la sopravvivenza (Kaplan Meier) per tutto il periodo e suddividendo in tre periodi distinti.

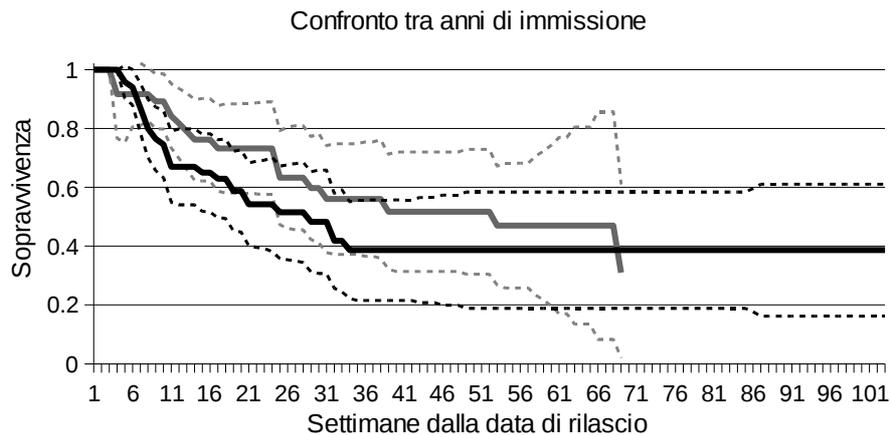


Figura 6.4: Kaplan Meier di confronto tra le fagiane immesse nel 2005 (linea nera e intervalli di confidenza tratteggiati neri) e nel 2006 (linea grigia e intervalli di confidenza tratteggiati grigi).

Non risultano differenze di sopravvivenza neanche tra giovani e adulte e tra fagiane più o meno pesanti della mediana (Venturato et al. 2009; inserito in questa tesi al capitolo 4). Si possono quindi cumulare i dati di tutte le fagiane seguite in un unico grafico che descrive la sopravvivenza della nostra popolazione di fagiani (Figura 6.5).

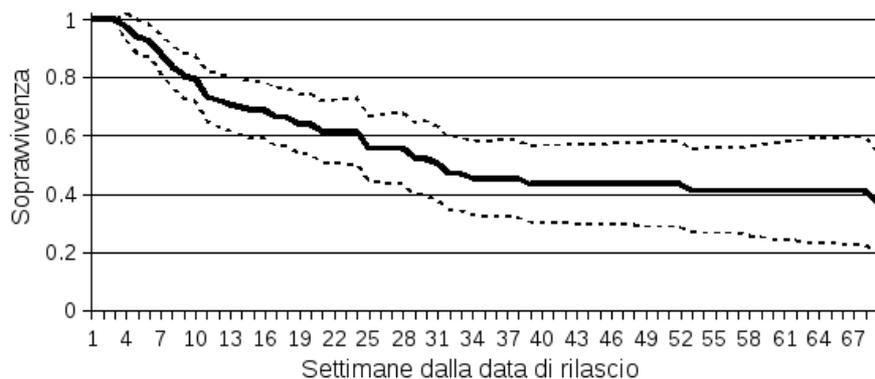


Figura 6.5: Kaplan Meier con la curva di sopravvivenza delle fagiane (intervalli di confidenza tratteggiati neri).

Il confronto dei dati di sopravvivenza con quelli raccolti in un precedente studio (Venturato et al. 2001) condotto su fagiane di allevamento, mostra una forte differenza ($\chi^2 = 36.0$, $P < 0.001^{***}$) con una mortalità altissima delle fagiane allevate (Figura 6.6).

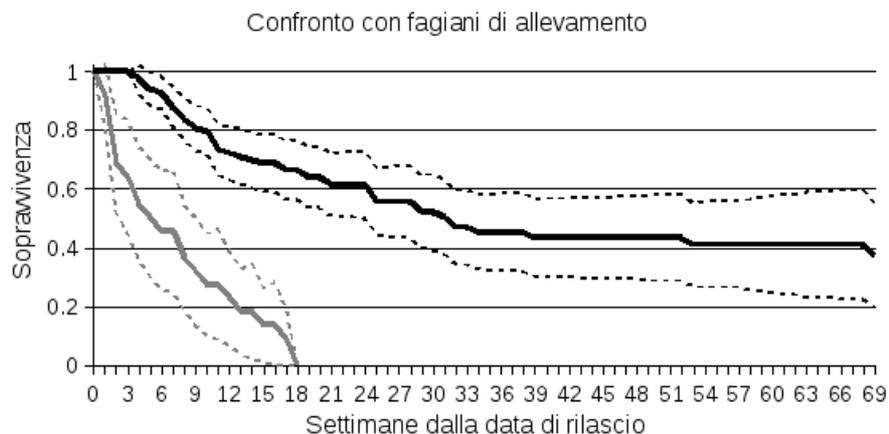


Figura 6.6: Kaplan Meier con la curva di sopravvivenza delle fagiane di questo studio (linea nera e intervalli di confidenza tratteggiati neri) e di allevamento (linea grigia e intervalli di confidenza tratteggiati grigi).

6.4 Discussione

Le cause di morte rilevate durante questo studio sono state:

- predazione o, comunque, consumo da parte di mammiferi
- incidenti stradali (durante l'attraversamento delle strade asfaltate);
- falciatura dei campi
- abbattimento per caccia.

Ci sono stati casi di radio 'scomparse' ovvero di animali con i quali si è perso il contatto radio. Le cause di scomparse possono essere dovute a:

- guasti alla radio trasmittente (in alcuni casi il segnale era più debole rispetto al normale, rendendo impossibile la localizzazione)
- scaricamento della batteria (al termine della carica prevista o, in alcuni casi, prima del termine indicato dalla ditta costruttrice)
- allontanamento fuori dalla portata della ricevente (evento improbabile a cui abbiamo ovviato tramite una ricerca sistematica del segnale radio, allontanandoci progressivamente in auto dal punto dell'ultima localizzazione)
- abbattimenti per caccia non segnalati; malgrado le aree di studio fossero in divieto di caccia non sono da escludere, a priori, eventi di bracconaggio o comunque abbattimenti di individui usciti dai confini; quest'ultimo caso non riguarderebbe comunque il periodo di maggior interesse del nostro lavoro in quanto la caccia è chiusa durante tutto il periodo riproduttivo. Entrambi i casi sono quindi piuttosto improbabili e, a nostro avviso, di scarso rilievo in questo studio.

I dati per determinare chiaramente la specie responsabile della predazione erano disponibili solo in un numero non sufficiente di casi per cui non abbiamo riportato questo risultato. Certamente la volpe (*Vulpes vulpes*) e alcuni mustelidi (*Martes foina*, *Mustela nivalis*), oltre a cani domestici sono stati accertati come predatori.

In nessun caso abbiamo rilevato tracce di predazione da uccello. Nella zona sono presenti come rapaci, tra altri: il gheppio (*Falco tinnunculus*), l'albanella minore (*Circus pygargus*), l'albanella reale (*Circus cyaneus*), il nibbio reale (*Milvus milvus*), il lanario (*Falco biarmicus*; Sposimo & Castelli 2005), la Poiana, e l'Allocco. È possibile che alcuni casi di morte per causa ignota o di scomparsa possano essere attribuibili a predazioni da rapaci, ma non abbiamo evidenze di questo. Date le specie di rapaci presenti è possibile che la predazione sul fagiano possa avvenire a carico dei pulcini e dei fagianotti, ma che sia di scarso rilievo per gli individui adulti. In generale, il tasso di predazione da parte di rapaci su galliformi, nella zona, non risulta importante. In due studi precedenti (Venturato et al. 2001; Scarselli et al. 2001), svolti nella stessa provincia, con fagiane e starne (*Perdix perdix*) di allevamento, non sono risultati casi di predazione su fagiano e sono stati scarsi i casi registrati sulle starne (ca. 3%).

In altri studi la predazione da parte di uccelli è risultata rilevante, riguardando circa il 20-30% dei fagiani morti (Smith et al. 1999; Schmitz & Clark 1999; Grahn 1993; Homan et al. 2000). Si tratta però, almeno dove riportato dagli autori, di predazioni effettuate da specie di maggior taglia rispetto a quelle presenti nelle nostre aree di studio (in particolare *Bubo virginianus* e astore, *Accipiter gentilis*).

La predazione è risultata essere la principale causa di mortalità (il 25.5%, comprendendo anche le fagiane scomparse, e il 54.5% escludendo queste ultime). In letteratura i dati relativi all'impatto della predazione sono riportati escludendo gli individui scomparsi; da qui in avanti quindi le percentuali riportate vanno lette in tal senso. Il nostro dato sulla predazione è in accordo quanto trovato in un altro studio su fagiani selvatici da cui risulta una predazione del 61% (Smith et al. 1999). Valori di predazione molto alti su fagiani selvatici (rispettivamente 76% e 88%) sono riportati per due studi, uno svolto in periodo invernale in North Dakota (Homan et al. 2000) e l'altro in periodo riproduttivo in Iowa (Schmitz & Clark 1999). Un tasso di predazione comparabile con quest'ultimo (82%) è riportato in uno studio relativamente a fagiani selvatici ma traslocati in una zona diversa da quella di cattura (Musil et al. 2009). Altri dati disponibili si riferiscono a fagiani allevati in cattività e rilasciati in natura; in questo caso la percentuale di soggetti predati sale oltre il 90% (Musil et al. 2009; Venturato et al. 2001).

La perdita di soggetti a causa dei lavori agricoli e per incidenti stradali (rispettivamente del 7% e 4%) è risultata più alta di quella dovuta alla caccia (circa il 2%). Questo si spiega facilmente con il fatto che le aree di studio sono soggette a divieto di caccia. L'impatto delle lavorazioni agricole, risultante da

miei precedenti studi su fagiani e starni di allevamento rilasciati in natura, era rispettivamente del 4.5% e del 3% (Venturato et al. 2001; Scarselli et al. 2001). L'impatto antropico sulla popolazione di fagiani, dovuto alla presenza di macchine agricole e non, è quindi un fattore, nel complesso, da non sottovalutare.

Riguardo all'andamento temporale della mortalità, si nota un forte decremento della popolazione nei primi mesi dell'anno. Il 20% delle fagiane muore infatti nelle prime dieci settimane dal rilascio (indicativamente nel periodo gennaio-febbraio/marzo-aprile). Il tasso di mortalità continua ad essere alto fino alla ventesima settimana (indicativamente maggio-giugno) alla fine della quale il tasso di mortalità è di circa il 40%. Dopo questo momento, la mortalità degli animali rallenta in modo più graduale. La sopravvivenza si assesta quindi intorno al 40% intorno alla 53^a settimana (gennaio-febbraio successivo). I dati relativi all'ultimo periodo sono stimati sulla base di pochi individui sopravvissuti fino all'anno successivo e che avevano la radio trasmittente ancora funzionante, per cui sono da prendere come indicativi, come mostrato anche dagli intervalli di confidenza ampi. Grahn (1993) riporta un tasso di mortalità del 25% in periodo riproduttivo su fagiane selvatiche, risultato non distante dal nostro.

Una parte della mortalità registrata nel primo periodo potrebbe essere da ricondurre allo stress della cattura e marcatura al disturbo dato agli animali dalla trasmittente. Questo è probabilmente valido soprattutto per le fagiane che avevano un radiocollare più pesante (Venturato et al. 2009).

Non sono risultate differenze tra il tasso di sopravvivenza delle fagiane giovani rispetto alle adulte, in accordo con quanto registrato in un altro studio (Homan et al. 2000); nel nostro caso la tendenza, seppur non significativa, mostra una maggior sopravvivenza degli individui giovani mentre Homan ha registrato una tendenza opposta.

Riguardo alla influenza della morfologia sulla sopravvivenza, non sono risultate differenze tra individui più o meno pesanti, né tra fagiane alla prima stagione riproduttiva nei confronti di quelle adulte. Questo conferma i risultati di un'altra ricerca su fagiani selvatici che aveva mostrato come la morfologia non avesse influenza sulla mortalità (Grahn 1993). Un altro studio, sempre su fagiane selvatiche, invece ha riscontrato una maggior sopravvivenza di femmine leggere e con tarso più lungo (Witzell 1991). Purtroppo in quest'ultimo studio non sono riportati i dati medi di peso delle fagiane, cosa che rende più difficile una trattazione comparativa di questi risultati e dei nostri. Contrariamente, in una ricerca effettuata in North Dakota è risultata una sopravvivenza minore a carico delle fagiane più leggere (Homan et al. 2000). Questa serie di risultati, apparentemente contraddittoria spinge ad ipotizzare che il peso sia da valutare in modo relativo all'interno delle diverse popolazioni di fagiani e che possa influire sulla sopravvivenza degli animali che si discostano troppo dalla media. Questo fatto è stato dimostrato per galliformi di allevamento immessi in natura e potrebbe spiegare anche i differenti risultati per le popolazioni selvatiche. Nelle fagiane adulte la sopravvivenza è risultata maggiore a carico degli individui

più leggeri, con carico alare minore e lunghezza tarso maggiore; nelle fagiane e nelle starne giovani (immesse all'età di 60-90 giorni) invece la sopravvivenza è risultata maggiore in soggetti più pesanti e con ali più lunghe. Questo dato è probabilmente da interpretare con un maggior rischio di predazione per individui giovani non ancora ben sviluppati e quindi con scarse capacità di fuga dovute a minor forza e con un maggior rischio invece a carico di adulti con maggiori accumuli di grasso (Scarselli et al. 2001; Venturato et al. 2001).

Dal confronto con i dati di sopravvivenza di fagiani di allevamento immessi in ambienti molto simili e vicini, risulta una forte differenza, con una sopravvivenza nettamente minore degli individui allevati. Questo conferma i risultati di alcuni studi precedenti (Musil et al. 2009; Papeschi & Petrini 1993; Petrini et al. 1995; Leif 1994). Le cause della diversa sopravvivenza di fagiani allevati e selvatici sono probabilmente molteplici. Una di queste potrebbe essere la presenza di comportamenti inadeguati alla vita in natura, un'altra potrebbe essere legata alla maggior predisposizione dei soggetti allevati a contrarre parassitosi. Dalle necroscopie fatte sui corpi dei fagiani morti in questo studio non abbiamo riscontrato casi di evidente malattia o debilitazione, cosa invece non rara in animali di allevamento (Venturato dati inediti). Uno studio recente, sebbene indichi la necessità di ulteriori approfondimenti, mostra un probabile legame tra il rischio di predazione e la contrazione di alcune parassitosi (Millán et al. 2007).

6.5 Bibliografia

- Grahn, M.**, 1993. Mortality in the pheasant *Phasianus colchicus* during the breeding season. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32(2), 95-101.
- Homan, H., Linz, G. & Bleier, W.**, 2000. Winter Habitat Use and Survival of Female Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in Southeastern North Dakota. *The American Midland Naturalist*, 143(2), 463-480.
- Kaplan, E.L. & Meier, P.**, 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.*, 53, 457-481.
- Leif, A.P.**, 1994. Survival and reproduction of wild and pen-reared ring-necked pheasant hens. *The Journal of Wildlife Management*, 501-506.
- Meriggi, A., Pandini, W. & Cesaris, C.**, 1996. Demography of the Pheasant in relation to habitat characteristics in northern Italy. *J. Wildl. Res.*, 1(1), 15-23.
- Millán, J. et al.**, 2007. Do helminths increase the vulnerability of released pheasants to fox predation? *Journal of helminthology*, 76(03), 225-229.
- Musil, D.D., Connelly, J.W. & Ellison, L.**, 2009. Survival and reproduction of pen-reared vs translocated wild pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology*, 15(1), 80-88.
- Papeschi, A. & Petrini, R.**, 1993. Predazione su fagiani di allevamento e selvatici immessi in natura. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 21, 651-659.

- Petrini, R.**, 1995. Il metodo Kaplan-Meier per l'analisi quantitativa della sopravvivenza degli animali in natura: applicazione ad uno studio sul fagiano. *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 23, 177-183.
- Petrini, R., Papeschi, A. & Dessì-Fulgheri, F.**, 1995. Fattori che influenzano la predazione sul fagiano maschio. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22, 739-745.
- Scarselli, D. et al.**, 2001. Differential predation upon small and large pen-reared grey partridges (*Perdix perdix*) after release. In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*.
- Schmitz, R.A. & Clark, W.R.**, 1999. Survival of ring-necked pheasant hens during spring in relation to landscape features. *The Journal of Wildlife Management*, 63(1), 147-154.
- Smith, S., Stewart, N. & Gates, J.**, 1999. Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-central Maryland. *The American Midland Naturalist*, 141(1), 185-197.
- Snyder, W.D.**, 1984. Ring-necked pheasant nesting ecology and wheat farming on the high plains. *Journal of Wildlife Management*, 48(3), 878-888.
- Sposimo, P. & Castelli, C.**, 2005. *La biodiversità in Toscana. Specie e habitat in pericolo. Archivio del Repertorio Naturalistico Toscano (RENATO)*, Firenze, Italia: Regione Toscana Direzione Generale Politiche Territoriali e Ambientali, Tip. Il Bandino.
- Venturato, E. et al.**, 2009. Do radio-collars influence mortality and reproduction? A case with ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in Central Italy. *European Journal of Wildlife Research*, 55(6), 547-551. Available at: inserito come Capitolo 4 della presente tesi.
- Venturato, E. et al.**, 2001. Fat ladies and lean girls: morphology influences survival and reproduction of released pen-reared pheasants (*Phasianus colchicus*). In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*.
- Witzell, H.**, 1991. Directional selection on morphology in the pheasant, *Phasianus colchicus*. *Oikos*, 394-400.

7 ARE PHEASANTS ATTRACTED OR REPELLED BY ROADS? A TEST OF A CRUCIAL ASSUMPTION FOR TRANSECT CENSUSES

ARTICOLO PUBBLICATO SU EUROPEAN JOURNAL OF WILDLIFE RESEARCH

Emilia Venturato – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze – via Romana 17/19 50125 Firenze, Italy – email: venturato@faunalia.it

Paolo Cavallini – Faunalia – piazza Garibaldi 5 56025 Pontedera (PI) – email: cavallini@faunalia.it

Francesco Dessì-Fulgheri – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze and Centro Interuniversitario di Ricerca sulla Selvaggina e sui Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici – via Romana 17/19 50125 Firenze – email: dessi@unifi.it

7.1 Abstract

Censuses are widely used to monitor populations. One of most interesting modern technique is distance sampling, which depends on some crucial assumptions, including the random distribution of animals respect to transect lines, which are often asphalt and gravel roads. We tested the assumption of a random distribution of animals respect to roads, for females of ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*). Roads can be used to census pheasants using distance sampling, without significant bias because pheasants are randomly distributed with respect to roads. Our method is easy to apply to other field conditions where radio tracking data are available, and can be used to test the assumption in other studies and/or with different species.

7.2 Introduction

Censuses are a common and widely used technique in wildlife biology to monitor populations. A variety of different methods are currently used, in relation to species, habitats, aims of the study, and budget. One of the most interesting modern technique is based on distance sampling (Buckland 2001). It has a number of interesting properties, including the direct estimate of confidence intervals (Norvell et al. 2003), and can improve estimates of population sizes (Newson et al. 2008). Correct estimates, however, are dependent on a number of crucial assumptions: (1) animals on the line or point must be detected with certainty; (2) animals must be detected at their initial location; (3) measurements must be exact, and (4) transects must be placed randomly with respect to the distribution of animals in the environment. While the first two assumptions can be met in a variety of field conditions with a careful execution of censuses, the third one is often infeasible, especially when censuses are carried out from a vehicle; this happens often, to cover wider areas, to reduce the need for manpower, and safety concerns. In this case, roads and field paths are often used in-

stead of random, linear transects. This can give incorrect results if: (1) animals are attracted by roads (e.g. because of better cover on the roadsides) or repelled by them (e.g. because of disturbance) and if (2) home ranges of animals are not placed randomly respect to roads (Buckland 2001). This assumption has not been, to the best of our knowledge, widely tested, in particular for Galliformes birds.

Our objective was to test the random distribution assumption of animals with respect to roads (both asphalt and gravel), using female ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) equipped with radio transmitters to obtain a relatively unbiased sample of locations.

7.3 Material and methods

Two study areas (1,150 and 1,300 ha) were selected within Pisa Province (Tuscany, Central Italy). In both areas, hunting and release of pen-raised animals were not allowed. One of the two areas was in the flat Arno Valley close to Pisa, the other was in the low (up to 300 m a.s.l.) hills close to Volterra. The first was intensively cultivated (99% of total surface), and had some urban areas, practically without woodlands and with very little hedgerows. The second was also cultivated, though less intensively (77%) and had significant wooded areas (around 20%). The two study areas had different road densities and number of animal locations (Table 7.1). Roads were not placed randomly in the two areas (Figures 7.1 and 7.2), especially in the hilly area, where they mostly followed the crest of the hills, avoiding valley bottoms. Wild pheasants were trapped using funnel traps during January and February 2005-2007 and equipped with a radio-collar that lasted until October-November. Traps were opportunistically placed in areas most suitable for capture, irrespective of roads; several trapping sites were utilized at different times, according to weather and manpower. Not all the locations were known to us, therefore it was impossible to test the true randomness of their placement. However, an eventual non-randomness would only have influenced the first of our tests, and not the second (centroid MCP, see Material and Methods). Pheasants were released immediately after marking, in the same areas where they were trapped. Average radio mass was $18.5 \text{ g} \pm 3.0 \text{ SD}$ (1-3% of total body mass) and operated on the 151.001 - 151.999 Mhz frequency range (Venturato et al. 2009). Radio-tracking was conducted by triangulation at least twice a week during daytime, and when an individual was found in the same location in two consecutive occasions it was homed in to verify its state (dead/alive), as the transmitters did not have a mortality sensor. Standard techniques were used to determine the location of the animal (White & Garrott 1990). Two bearings were taken at very short interval (generally less than 3 minutes) and as close as possible to 90° from each other. In case of doubt, additional bearings were taken. Precision of location estimate was confirmed by frequent resights. If radio contact was lost, wider searches were conducted in the whole area and in the surroundings (in a radius of $>3 \text{ km}$), with the help of an

omnidirectional antenna mounted on the roof of a car. We continued tracking until the death of the animal or the disappearance of the radio signal.

Asphalt road and gravel road (including field paths suitable for censusing from a 4 wheel drive car) in the study areas were surveyed using a Global Positioning System receiver, and plotted on a Geographic Information System. Roads in the surroundings were plotted mainly from orthophoto maps, with additional surveying.

To mimic real observations of animals during visual censuses, we excluded locations of pheasants on their nest, dead animals, and those outside the study area. We also excluded individuals with <10 locations. Ten locations are obviously insufficient to determine home range size, but this is irrelevant for our purposes, as the sighting (or the location) is the unit to be tested. Locations were not independent samples, but repeated measures of the same individual. We therefore calculated Minimum Convex Polygon (MCP) for every pheasant to determine an approximate home range. We generate in each range a series of random points (in equal number to radio locations for each animal) to compare the distribution of random points and pheasant location in relation to roads, that could be used as census transects. Euclidean distances were then calculated from each point (either animal or random location) to the closest asphalt and gravel road. One could argue that, even if the distribution of animal locations inside home ranges was random, the ranges could be non-randomly placed with respect to roads. To test for this, we calculated the centroids of the MCP for each individual and generated an equal number of random points in the study area. We then calculated the distance to roads both for centroids and random points.

We used only free and open source software (Tufto & Cavallini 2005) Debian GNU/Linux operating system, PostgreSQL/PostGIS relational database, QuantumGIS, and OpenOffice.org suite. Statistical analyses have been performed using R (R Development Core Team 2008), using a single multivariate linear model (ANOVA) to test all the effects.

Study area	Arno plains	Volterra hills
Total surface (ha)	1'150	1'300
Asphalt road (km)	17.41	11.91
Asphalt road density (km/km ²)	1.51	0.86
Gravel road (km)	27.38	21.75
Gravel road density (km/km ²)	2.37	1.57
Radio marked pheasants (n.)	34	47
Density of pheasants average 2002-07 (n./km ²)	39.7	14.2
Invasante localisation (n.)	1'729	2'053

Table 7.1: Basic statistics on size, roads and pheasants in the two study areas.



Figure 7.1: Distribution of roads (asphalt road in black and gravel in gray) and pheasant locations in the study area in the plains.

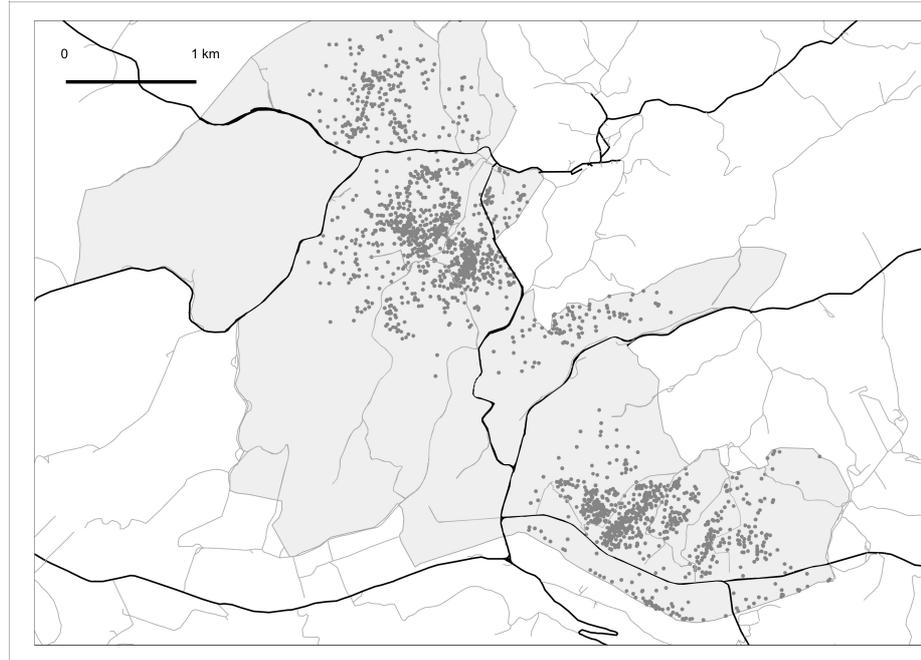


Figure 7.2: Distribution of roads (asphalt road in black and gravel in gray) and pheasant locations in the study area in the hills.

7.4 Results

We tagged with radio collars 101 individuals; a low number of radio locations for some individuals reduced sample size in most analyses to 81. Sample size was maximum immediately after the captures, decreasing due to mortality and radio failure until October-November. Because of the higher density of gravel roads, both animal and random locations were significantly further from asphalt roads (animal locations: 274.7 ± 180.7 m; random points: 271.5 ± 179.7 m) than from gravel ones (animal locations: 134.2 ± 109.4 m; random points: 132.1 ± 113.3 m; Table 7.2). The two areas also had different distances (an effect of different road density), and the interaction between road type and study area was significant. On the other hand, distances of animal and random locations were almost identical, both from asphalt and from gravel roads (Table 7.2; Figure 7.3).

<i>Parameter</i>	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
<i>Arno plain vs Volterra hills</i>	1	31.24	<< 0.001
<i>Asphalt vs gravel</i>	1	4358.44	<< 0.001
<i>Fix vs random</i>	1	1.52	0.22

Table 7.2: Effect of study area, road type, and location type on minimum distance to nearest road (ANOVA, with individual pheasants as a nested factor)

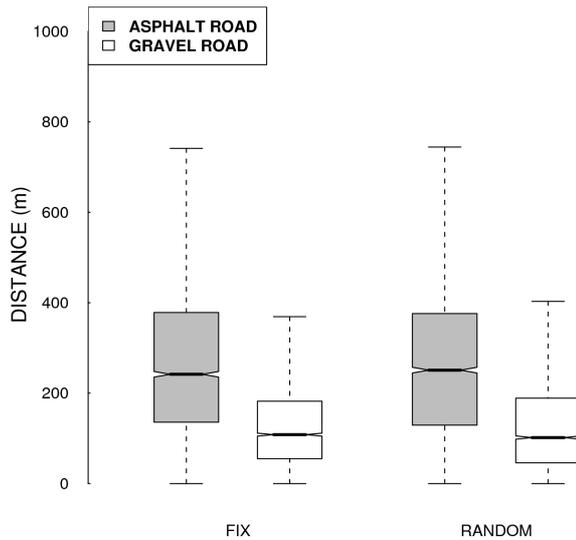


Figure 7.3: Minimum euclidean distance from asphalt and gravel road to pheasant locations and random points (inside minimum convex polygon).

The home ranges appeared to be placed randomly with respect to the roads: average minimum distance of the centroids of MCP from asphalt roads was 296.9 ± 175.4 m, whereas random points averaged 293.7 ± 247.4 m; for gravel roads, averages \pm SD were 122.4 ± 98.8 vs 149.8 ± 113.4 m. The difference between road type was significant ($F = 71.6$, $p < 0.001$), whereas the difference between animal and random locations was not ($f = 0.41$, $p = 0.52$; Figure 7.4).

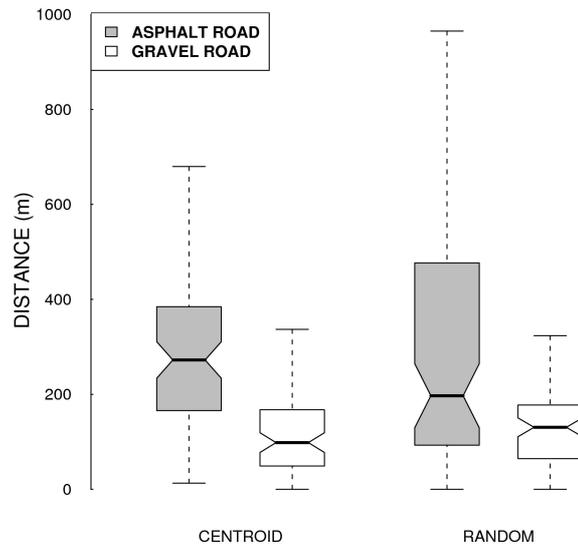


Figure 7.4: Minimum euclidean distance from asphalt and gravel road to minimum convex polygon centroids and random points (inside each study area).

7.5 Discussion

Our data confirm that roads (both asphalt and gravel) can be used to census ring-necked pheasants using distance sampling, without significant bias. Our results only apply to females, and do not necessarily hold true for males. However, we have no reason to believe it would not, at least where males and female pheasants have similar habitat selection (Smith et al. 1999). Our two study areas are sufficiently different, and results sufficiently clear cut, to give some confidence about the generality to our conclusions regarding this species. Obviously, other species can behave quite differently, and will require further study. However, radio tracking data are widely available for a huge variety of species, and the method we used is easy to apply to other field conditions. We therefore encourage researchers to apply the same method to other species, to check the same assumptions in a variety of different situations.

7.6 Acknowledgements

This study is a part of a larger project on the effects of habitat management on pheasant reproduction and density. The project has implicated the active participation of students and staff from both the University of Florence and Faunalia: Carlotta Canova, Serena Calastri, Claudia Gasparini, Claudia Fabbriz-

zi, Daniele Scarselli, Riccardo Petrini, Leonardo Lami. They are all gratefully acknowledged.

The project has been generously funded by the Toscana Regional Administration (Dr. Paolo Banti) and the Pisa Provincial Administration (Dr. Roberto Mazzoni della Stella); their advice and encouragement has been fundamental for the success of the project, and of this study.

7.7 References

- Buckland, S.T.**, 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, Oxford University Press, USA.
- Newson, S.E. et al.**, 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1330-1338.
- Norvell, R.E., Howe, F.P. & Parrish, J.R.**, 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk*, 120(4), 1013-1028.
- R Development Core Team**, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
- Smith, S., Stewart, N. & Gates, J.**, 1999. Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-central Maryland. *The American Midland Naturalist*, 141(1), 185-197.
- Tufto, J. & Cavallini, P.**, 2005. Should wildlife biologists use free software? *Wildlife Biology*, 11(1), 67-76.
- Venturato, E. et al.**, 2009. Do radio-collars influence mortality and reproduction? A case with ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in Central Italy. *European Journal of Wildlife Research*. Available at: inserito come Capitolo 4 della presente tesi.
- White, G.C. & Garrott, R.A.**, 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*, Academic Press, Inc. San Diego.

8 A COMPARISON AMONG SOFTWARES FOR THE ESTIMATION OF HOME RANGE STATISTICAL DIFFERENCES AND BIOLOGICAL MEANING

SUBMITTED ECOLOGICAL INFORMATICS

Emilia Venturato – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze – via Romana 17/19 50125 Firenze, Italy – email: venturato@faunalia.it

Anne Ghisla – Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali – Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza – Università degli Studi dell'Insubria – Via J.H. Dunant 3 21100 Varese – email: a.ghisla@studenti.uninsubria.it

Claudia Gasparini – Dipartimento di Biologia Evolutiva 'Leo Pardi' – Università di Firenze – via Romana 17/19 50125 Firenze – email: claudiairene@tiscali.it

Damiano Preatoni – Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali – Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza – Università degli Studi dell'Insubria – Via J.H. Dunant, 3 21100 Varese – email: damiano.preatoni@uninsubria.it

Francesco Dessì-Fulgheri – Dipartimento di Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi' – Università di Firenze and Centro Interuniversitario di Ricerca sulla Selvaggina e sui Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici – via Romana 17/19 50125 Firenze – email: dessi@unifi.it

Guido Tosi – Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali – Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza – Università degli Studi dell'Insubria – Via J.H. Dunant 3 21100 Varese – email: guido.tosi@uninsubria.it

Paolo Cavallini – Faunalia – Piazza Garibaldi 5 56025 Pontedera (PI) – email: cavallini@faunalia.it

8.1 Abstract

Home range estimation is a long standing and elusive problem in animal biology. Kernel analysis is a modern and commonly employed technique, but its results may be dependent on specific software implementations. We tested several programs, both open and closed source (ArcView Animal Movement, AVAM; Ranges VI, R6; AdeHabitat/AniMove, AM), on several animal data sets to test if different programs produce similar results. Our results show that: (i) different programs generate kernels different both in size and in shape; (ii) the differences are not predictable, and large enough to give spurious biological results, e.g. for the analysis of habitat use; (iii) the differences are due both to the selection of a different smoothing factor h , and to the calculation of kernels starting from the same h . Therefore, different programs use different calculation methods.

Furthermore, programs show widely different speed and efficiency (especially for larger samples), and different usability. Behaviour in case of non converging estimates is also quite different.

In conclusion, we cannot recommend kernel analyses to compare home ranges across studies, and suggest making all raw data available, as this is the only way of allowing further comparisons. As a very minimum requirement, all studies should report in detail the software and the procedures used for analysis.

key words: home range, kernel, method, minimum convex polygon, open source code, software

8.2 Introduction

The estimation of size and shape of the area occupied by individual animals is a long standing problem in ecology, conservation and management. Since the first formal definition of home range (Seton 1909), a variety of evaluation methods have been developed and used, both as theoretical frameworks and estimation methodologies (Börger et al. 2008; Huck et al. 2008; Laver & Kelly 2008), many of which have been shown to be scarcely realistic or flawed, either from a statistical or biological point of view.

As a consequence, since their first proposal (Hemson et al. 2005), kernel methods became increasingly popular, and are now considered one of the most dependable approaches. The long standing minimum convex polygon (MCP) method is still in use, despite several demonstrations of its limitations, if compared to kernel methods (Worton 1989; Naef-Daenzer 1993; Seaman & Powell 1996; Swihart & Slade 1997; Gitzen & Millsaugh 2003; Matthiopoulos 2003; Barg et al. 2005; Hemson et al. 2005; Hines et al. 2005; Katajisto & Moilanen 2006).

This notwithstanding, in a recent meta-analysis, Laver & Kelly (2008) reported that 96 research papers out of 141 examined (68%) still relied on MCP as the choice home range estimator, even if only 34 of them (24%) used exclusively MCP. On the other hand, 60% of the reviewed papers used a kernel estimator, and just 29 out of 41 (21%) used only a kernel estimator.

As recently pointed out by several recent studies (Kernohan et al. 2001; Hemson et al. 2005; Börger et al. 2006; L.A. Wauters et al. 2007) also kernel estimators present a number of problems, mostly depending on the parametric nature of the kernel estimator itself. In particular, kernel methods seem to suffer from the following shortcomings: (i) home range shape and size are critically influenced by the choice of the smoothing parameter (often referred as h), for which an optimal solution (often indicated as HREF) is valid only under the usual assumption of bivariate normality in the distribution of data (Seaman & Powell 1996; Silverman 1986); (ii) iterative estimation of h using Least Squares Cross Validation techniques (LSCV) not always gives more realistic results (Hemson et al. 2005; L.A. Wauters et al. 2007); (iii) theoretically, adaptive kernels should fit better non-normally distributed data, as in the case of free-ranging animals: however tests have shown the opposite (Seaman & Powell 1996); (iv) different implementations of a given algorithm into computer code may differ, thus leading to different results.

Apart from problems issuing from the evaluation of h and their consequences, widely addressed in the last years (see Wauters et al. (2007) for a review), scarce attention has been given to the potential effects of different software implementations of apparently the same algorithm. Furthermore, the last available comparisons of software tools used in home range evaluation dates back to 1997 (Lawson & Rodgers 1997), whereas in recent years several works have been published comparing existing or novel methodologies with theoretical, computer-generated distributions (Seaman et al. 1998; Larson 2001; Horne & E.O. Garton 2006), and no other up-to-date comparison of commonly available computer programs has been published. Despite this, nowadays several new software tools are available and routinely used, often without an exact knowledge on the behaviour and reliability of the various 'kernel' implementations.

In this paper, we aim at testing, for three animal species with markedly different life histories and consequently home range and space use patterns, the following hypotheses: (i) whether different computer programs pretending to implement the 'same' algorithm give identical results, and (ii) whether any differences found have a biological meaning, leading to different conclusions about the ecology of the species examined, depending on the specific software tool used.

8.3 Materials and Methods

8.3.1 Animal data sets

We chose to feed into home range calculation software data coming from three markedly different species, characterised by totally different mobility, home range size and shape, for whose a reliable knowledge on home range traits was available, that is pheasants (*Phasianus colchicus*), bats (*Nyctalus leiusleri*) and squirrels (*Sciurus vulgaris*). In particular, the choice relied on three specific data sets (Table 8.1) supplied from the authors and obtained in similar field studies. For each species, we used all the available locations (hereafter fix), not stratifying data by factors such as sex, age, period of the year, meteorological conditions, etc. For all data set, we excluded repeated locations of nesting site, using only the first location of each animal on the nest, to overcome non-convergence problems in kernel LSCV analyses caused by oversampling (location clumping) of a single location.

<i>species</i>	<i>N of animals</i>	<i>N of fix</i>			
		min	max	mean	stdev
<i>Bat</i>	7	8	30	14	8
<i>Pheasant</i>	82	10	127	51	31
<i>Squirrel</i>	9	23	80	55	22

Table 8.1: Summary of sample data.

8.3.1.1 Pheasants

During the course of a study on the reproduction of female ring necked pheasants, carried out in 2005-2007, 82 individuals were radio tracked.

The study site (two study areas within Pisa Province, Tuscany, Central Italy) has a total area of 2,450 ha (1,150 and 1,300 ha). In both areas, hunting and release of pen-raised animals were not allowed. One of the two areas was in the flat Arno Valley (8 m a.s.l.) close to Pisa, the other was in the low (up to 300 m a.s.l.) hills close to Volterra.

Wild pheasants were trapped during January and February and equipped with radio-collars of various sizes (from 0.7 to 3.1% of body weight; (Venturato et al. 2009). Pheasants were released immediately after marking, in the same areas where they were trapped. Radio-tracking was conducted, using a receiver with a directional four-element yagi antenna, at least twice a week. When an individual was found in the same location in two consecutive occasions it was homed in to verify if it was still alive. If radio contact was lost, wider searches were conducted in the whole area and in the surroundings (in a radius of about 3 km), with the help of an omnidirectional antenna mounted on the roof of a car.

8.3.1.2 Bats

During the course of a study carried out in 2005 on Leisler's bat, 7 bats were radio tracked. The study site (Alto Malcantone, Canton Ticino, Switzerland) has a total area of 12,137 ha (minimum convex polygon encompassing the activity ranges of all radiotracked bat individuals). The landscape is a typical Prealpine area, with elevations from 613 up to 930 m a.s.l.

Field work was carried out during two periods (14 March - 26 May 2005; 16 August - 26 October 2005). The bats were caught in bat boxes under licence from the office of nature conservation of the Canton of Ticino. The hair between the scapulae was trimmed and the radio tag glued to the skin with surgical cement. The tags used did not exceed 6% of body weight and should therefore not have affected flight manoeuvrability (Aldridge & Brigham 1988). Bats were released immediately after marking, in the same areas where they were trapped. Due to the short battery life of the radio tags used, bats were tracked for not more than 9 nights per animal. Radiotracking was carried out by car as well as on foot using scanning receivers, an omnidirectional aerial mounted on car roof, and 3-element yagi antennas. Animals were located during their entire foraging bouts using cross-triangulations performed at 5 min intervals by two operators. The 'homing-in' method was used where applicable, especially to identify roosting sites. Locations of roosting sites were used once for each animal and for each roost, to avoid clumping.

8.3.1.3 Squirrels

During the course of a phase of the ASPER (Alpine Squirrel Population Ecology Research) Project (Trizio et al. 2005) carried in 2006 on squirrel, 9 red squirrels were radio tagged and tracked. The study site (Cedrasco, Sondrio Province, Lombardy Alps, North Italy) has a total area of 76 ha. The landscape is a mixed montane conifer forest, with elevations from 950 up to 1,450 m a.s.l.

Squirrels were trapped between April and November using live traps. The radio-collars used did not exceed 5% of body weight. Squirrels were released immediately after marking, in the same areas where they were trapped. Locations were estimated to the nearest 10 m by homing in to the radio-signal (L.A. Wauters & Dhondt 1987; L.A. Wauters & Dhondt 1992; L. A. Wauters et al. 2001) using a receiver with a directional three-element yagi antenna. Squirrels were monitoring taking one or two fixes per day; one during morning activity bout, the second in the afternoon when the animal was in or had left a nest (L.A. Wauters & Dhondt 1987; L. A. Wauters 2000) The interval between consecutive radiotracking days was irregular.

8.3.2 Computer programs

A number of computer programs are available for computation of home ranges; we limited our analyses to three among the most used and featured, selected also taking into account their interoperability with modern Geographic Information Systems. We therefore focused on:

- AniMove (hereafter AM), a suite of programs integrated in a collaborative project (Animove Team 2008). It's based on the R environment (R Development Core Team 2008) and especially on the package Adehabitat (Calenge 2006). A sub-project of AniMove also developed graphical user interfaces between R and GRASS GIS (GRASS Development Team 2008), and between R and Quantum GIS (QuantumGIS Development Team 2008), to overcome the difficulties for users which do not have experience with R. All software is free and open source (Tufto & Cavallini 2005).
- the Animal Movement extension (Hooge & Eichenlaub 1997) for ArcView GIS 3.2 (ESRI - Environmental Systems Research Institute 1999) (hereafter AVAM); the extension is free, but it requires expensive proprietary software (ArcView 3.2) to run. Furthermore, ArcView GIS has become legacy software and is not available anymore, although still widely used.
- RANGES VI (R.E. Kenward et al. 2003) (hereafter R6), a proprietary, commercial program.

The principal characteristics of the three computer programs are summarised in Table 8.2.

With each software we calculated HREF and LSCV kernels at the 95% utilization distribution (UD) level. We excluded the calculation of adaptive kernels because of its poor performance (Seaman & Powell 1996).

Features	AM	AVAM	R6
<i>Open Source Code</i>	Yes	No	No
<i>Version</i>	R 2.6.2 + QGIS 0.9.2 rc2	ArcView GIS 3.2. + Animal movement 2.0	6
<i>Price</i>	free	3.690 USD (about 2.300 EUR)	490 GBP (about 600 EUR)
<i>Licence</i>	General Public Licence	Arcview proprietary + Animal movement Freeware - license not specified	Proprietary

Table 8.2: Characteristics of the three tested software programs. AM: AniMove; AVAM: Animal Movement Extension for ArcView GIS; R6: Ranges VI. Prices estimate in Euro as of 23 April 2008.

To allow for data flow complexity and duration comparison, we defined common starting and end points in the analytical processes, that is, for each program was used the same plain comma-separated text file, obtaining as final output a standard ESRI shapefile describing the geometry of home ranges. This involved different data conditioning steps for the three programs used, both in the initial and the terminal phases of home range calculation workflows, due to differences in the capabilities both to read and write different data formats.

Vector representations of HR polygons, obtained as ESRI shapefiles for all species and all programs, were then converted and imported into a PostgreSQL/PostGIS geodatabase (Refractions Research 2008) with the shp2pgsql application, to have all the resulting individual home ranges into a single database for subsequent analysis convenience.

For each home range we calculated the following parameters: area, number of polygons (hereafter NPOL), perimeter, a size-independent shape complexity index (hereafter SCI), that is the ratio between the perimeter of a circle with the same area as the home range and the perimeter of the home range itself, and the value of the kernel smoothing parameter h . Area, perimeter, NPOL and SCI were calculated from the PostGIS database using PostGIS spatial analysis functions, whereas all other statistical analyses were made with R (R Development Core Team 2008).

For each program, we tried to define work-flows relying as much as possible on batch program execution, to gain as much processing speed as possible, measuring the time necessary for the different programs to carry out the

analyses on a subset of 1 individual per species (number of fixes: 8 for bat, 58 for squirrel and 138 for pheasant). We made an effort at standardising the calculation platform conditions as follows: all experiments were conducted on IBM PCs with 512 MB RAM, Intel Pentium III CPU and MS Windows 2000 Professional operating system. No other software was running, apart from the base utilities, and any anti-virus software was temporarily deactivated, we anyway acknowledge the difficulties in rigorous benchmarking, and our results should therefore be taken as a rough indication of the relative efficiency of the different programs. For each batch process in experiment we measured: (i) initial handling time, defined as the time interval elapsed between data loading and start of analysis; (ii) machine time (from the start of the batch analysis, until the writing on disk of the results); (iii) post-handling time (only for R6) defined as the time needed to post-process home ranges to convert them into ESRI shapefile format.

Furthermore, to check whether any differences in home range shape and size could be caused by differences in the automatic calculation of h , we carried out a second series of experiments forcing each program to use h values calculated automatically by each other program (both for HREF and LSCV). This task was accomplished differently, requiring extremely variable amounts of user interaction, due to limitations and inflexibilities in each program user interface that rendered a full batch mode execution not always possible. For this reason data handling and processing time measurements were not taken into account.

Finally, the biological relevance of the results obtained by each program was analysed, taking into consideration only the pheasant dataset, that is dataset with the highest number of individuals and for which we had detailed data on land use in the study area. To test whether the statistical differences found were large enough to undermine the conclusions from a real field study, we ran the same tests with the results from the three programs, checking for discrepancies. We compared home range areas between different years, as calculated by the three programs, with t-tests to check whether some of the programs found differences not evidenced by others.

We also used the pheasant data set to check for influences of software on results of habitat use analysis, using the home range polygons to calculate, for each home range, the area occupied by each type of land use class, obtained by spatial overlay with CORINE landcover vector maps (Bossard et al. 2000). Software effects on habitat areas were evaluated using multi-factorial ANOVA.

8.4 Results

8.4.1 Home range geometry

A correlation analysis (all methods, all animals pooled) between home range geometrical properties (Table 8.3) showed, as expected, a high degree of correlation between area and perimeter ($r = 0.85$, $df = 574$, $P < 0.001$), and bet-

ween SCI and NPOL ($r = 0.74$, $df = 574$, $P < 0.001$). Correlations calculated separately for each software gave very similar results (not reported here for brevity).

	<i>AREA</i>	<i>PERIMETER</i>	<i>SCI</i>
<i>PERIMETER</i>	0.85	-	-
<i>SCI</i>	0.08	-0.17	-
<i>NPOL</i>	-0.09	0.07	-0.74

Table 8.3: Pearson correlation among home range geometrical characteristics. AREA: polygon area (km²); PERIMETER: perimeter (m); SCI: shape complexity index; NPOL: number of separate polygons per home range.

Home range properties variance, although different between species, resulted to be highly influenced from the software used (Table 8.4). The effect of software resulted stronger than that of the different methods used to calculate h (HREF vs LSCV). These factors had high significance, also taking into account the effects due to differences in home range size depending on life history and ecology of the different species (Figures 8.1 and 8.2).

The smoothing factor as calculated by different programs was not significantly different ($F_{(1,93)} = 1.40$; $df = 2$; $P = 0.25$; Figura 8.3). As expected, h value is different between species ($F_{(2,93)} = 131.86$; $df = 2$; $P < 0.001$).

		a) Area		b) Perimeter		
Random factor: individual id		df	F	P	F	P
method		1	0.005	0.94	0.30	0.58
species		2	95.14	< 0.001	110.59	< 0.001
method and species		1	15.42	< 0.001	20.93	< 0.001
residual		93				< 0.001
Effects on Home range size		df	F	P	F	P
method		1	21.21	< 0.001	6.07	0.01
software		2	15.12	< 0.001	195.93	< 0.001
method and software		2	7.92	< 0.001	4.09	0.02
method and species		2	67.29	< 0.001	7.25	< 0.001
software and species		4	45.90	< 0.001	77.06	< 0.001
all three factors		4	18.31	< 0.001	3.75	0.005
residual		463				

		c) SCI		d) NPOL		
Random factor: individual id		df	F	P	F	P
method		1	1.64	0.20	1.82	0.18
species		2	0.80	0.45	1.56	0.21
method and species		1	0.38	0.54	0.01	0.92
residual		93				
Effects on Home range size		df	F	P	F	P
method		1	293.71	< 0.001	135.13	< 0.001
software		2	112.19	< 0.001	1.96	0.14
method and software		2	66.11	< 0.001	29.46	< 0.001
method and species		2	2.97	0.05	3.39	0.03
software and species		4	2.32	0.05	1.58	0.18
all three factors		4	0.71	0.58	0.91	0.46
residual		463				

Table 8.4: Effects of different methods, species, and software on AREA: polygon area (km²), PERIMETER: perimeter (m), SCI: shape complexity index, NPOL: number of separate polygons per home range as estimated by ANOVA.

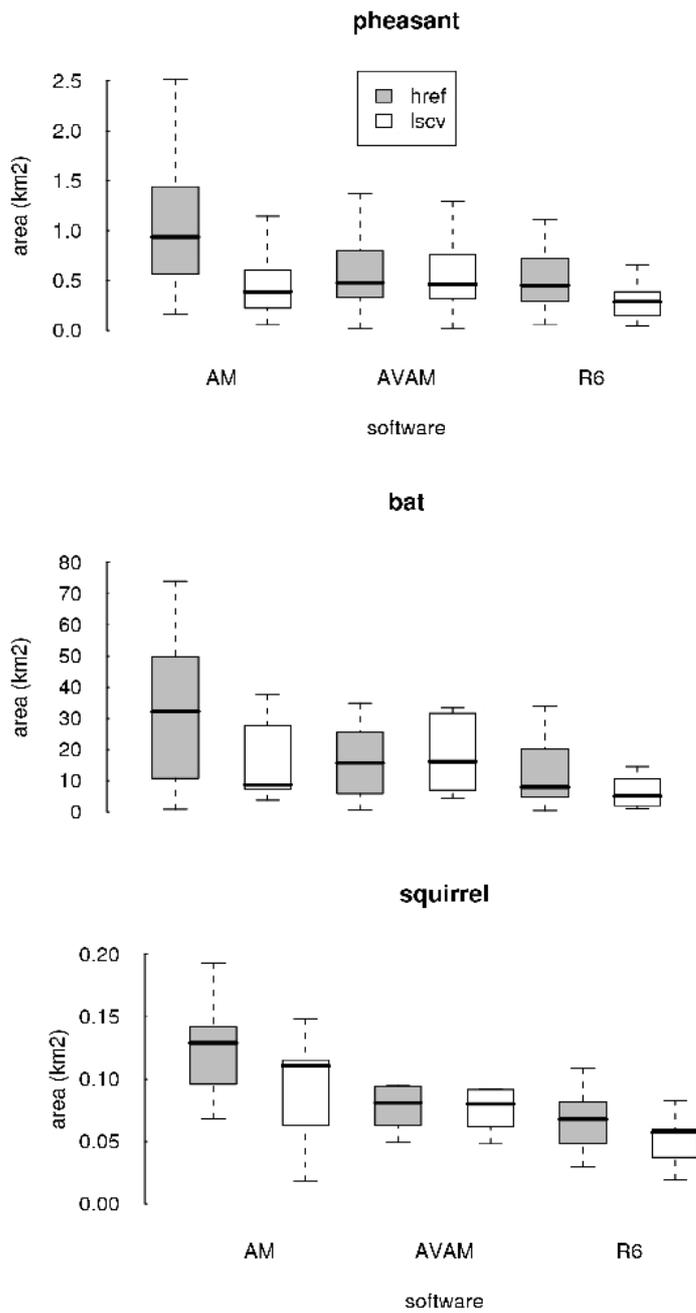


Figure 8.1: Home range size as calculated by different programs

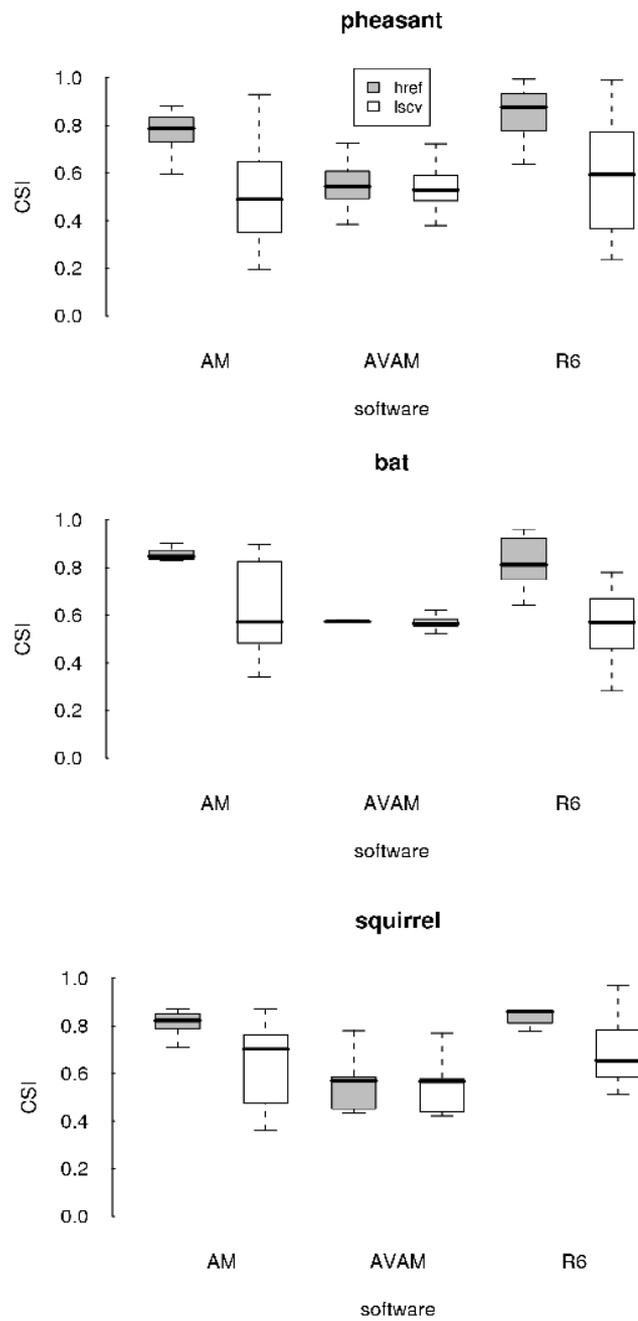


Figure 8.2: Shape complexity index as calculated by different programs

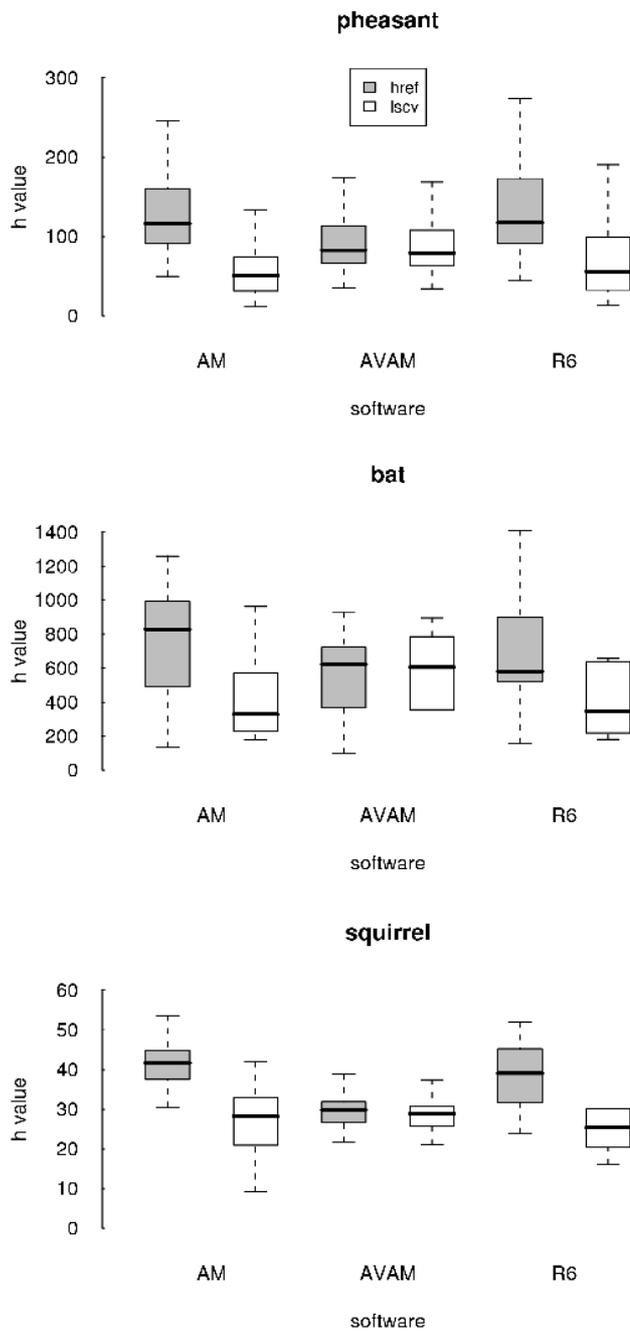


Figura 8.3: Smoothing parameter (h) as calculated by different programs.

The substitution of h values calculated by another program, and the consequent recalculation of home ranges, caused obtained significantly differences between programs using the same points and the same h values (Tables 8.5 and 8.6). Therefore, we can assume that differences in the estimation of home ranges were due more to the kernel algorithm implementation than to the different techniques used to evaluate smoothing factors.

In some cases, LSCV estimation processes did not converge, and non-convergence ratio was 4.5% for AM and 2.4% with R6 (by species: in AM three cases on pheasants and one case on bats; in R6 two cases on pheasants only). Each software varied wildly both in warning the user in the case of non-convergence and in how a non-convergence situation was handled. Non converging ranges were excluded from the analysis.

<i>Random factor: individual id</i>	<i>df</i>	<i>a) Area</i>		<i>b) Perimeter</i>	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
software	1	0.26	0.61	1.15	0.29
method	1	0.01	0.90	0.37	0.54
species	2	89.84	< 0.001	109.44	< 0.001
method and species	1	14.83	< 0.001	21.16	< 0.001
residual	92				
Effects on Home range size					
software	2	46.54	< 0.001	650.50	< 0.001
h value utilized	2	0.05	0.95	6.17	0.002
method	1	67.82	< 0.001	8.22	0.004
software and h value utilized	4	0.009	0.1	0.12	0.97
software and method	2	4.62	0.01	6.57	0.001
h value utilized and method	2	15.21	< 0.001	1.82	0.16
software and species	4	131.42	< 0.001	195.61	< 0.001
h value utilized and species	4	0.58	0.67	1.93	0.10
method and species	2	224.02	< 0.001	47.64	< 0.001
software and h value utilized and method	4	1.04	0.38	1.55	0.19
software and h value utilized and species	8	0.02	0.99	0.71	0.68
software and method and species	4	6.62	< 0.001	5.39	< 0.001
h value utilized and method and species	4	44.57	< 0.001	9.70	< 0.001
software and h value utilized and species	8	2.70	0.006	2.93	0.002
residual	1578				
<i>Random factor: individual id</i>	<i>df</i>	<i>c) SCI</i>		<i>d) NPOL</i>	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
software	1	0.29	0.59	0.49	0.49
method	1	2.02	0.16	1.56	0.22
species	2	1.04	0.36	1.70	0.19
method and species	1	0.24	0.63	0.03	0.86
residual	92				
Effects on Home range size					
software	2	436.52	< 0.001	36.15	< 0.001
h value utilized	2	4.07	0.02	50.61	< 0.001

method	1	940.85	< 0.001	447.92	< 0.001
software and h value utilized	4	0.05	0.1	1.08	0.36
software and method	2	6.74	0.001	18.87	< 0.001
h value utilized and method	2	209.80	< 0.001	107.66	< 0.001
software and species	4	4.14	0.002	1.16	0.33
h value utilized and species	4	2.80	0.02	2.95	0.02
method and species	2	6.19	0.002	9.95	< 0.001
software and h value utilized and method	4	1.65	0.16	4.08	0.002
software and h value utilized and species	8	0.14	0.1	0.19	0.99
software and method and species	4	0.62	0.65	0.34	0.85
h value utilized and method and species	4	1.45	0.22	2.77	0.03
software and h value utilized and species	8	0.22	0.99	0.11	0.1
residual	1578				

Table 8.5: Effects of different methods, species, and software on AREA: polygon area (km^2), PERIMETER: perimeter (m), SCI: shape complexity index, NPOL: number of separate polygons per home range as estimated by ANOVA, using forced h .

to	HREF			LSCV		
	AM	AVAM	<i>h from</i> R6	AM	AVAM	R6
AM	1.46	0.98	0.61	0.51	0.38	0.28
AVAM	1.02	0.69	0.48	0.93	0.63	0.44
R6	1.53	1.02	0.61	0.62	0.44	0.31

Table 8.6: Average pheasant home range size (km^2) calculated using the smoothing factor calculated by one program ("from") as a parameter for the analyses by other programs ("to"), both for reference h and least square cross validated h .

8.4.2 Efficiency of different programs

All programs were faster with smaller samples and simpler analyses (HREF faster than LSCV). However, AM scaled very well, as the differences between minimum and maximum times were small (2x). At the other extreme, R6 showed a huge drop in performance (10x). In total, AVAM was the fastest for smaller samples, and AM for larger. R6 performed badly, especially for LSCV estimation (Figure 8.4).

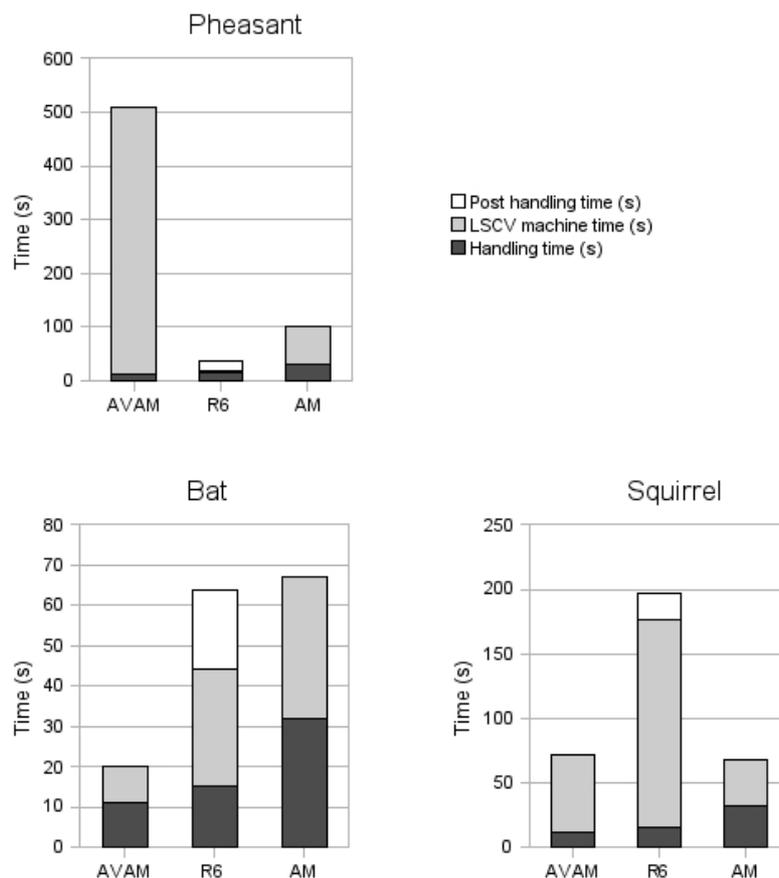


Figure 8.4: Efficiency of different programs for each analysis step.

8.4.3 Does all this have a biological meaning?

Home range size, as estimated with LSCV, was significantly different between the two years of the pheasant study according to AM results ($t = 2.49$; $df=1$; $P = 0.015$) as well if using R6 outcomes ($t = 2.72$; $df=1$; $P = 0.008$), but not for AVAM data ($t = 1.06$; $df=1$; $P = 0.29$). No difference was found for all programs for HREF home ranges ($t < 0.73$; $df=1$; $P > 0.46$).

An analysis of habitat proportions in home ranges showed (besides the obvious effects of individuals) a significant effect of different software (Table 8.7).

		HREF		LSCV		
Random factor: individual id	df	F	P	df	F	P
software	2	3.62	0.03	2	5.09	< 0.001
habitat	1	4.50	0.03	1	3.41	0.07
software and habitat	2	0.5	0.61	2	0.67	0.51
residual	76			76		
Random factor: individual id:habitat	df	F	P	df	F	P
software	2	0.36	0.70	2	1.15	0.32
habitat	1	150.50	< 0.001	1	125.93	< 0.001
software and habitat	2	0.89	0.41	2	0.53	0.59
residual	77			77		
Effects on Home range size	df	F	P	df	F	P
software	2	13.97	< 0.001	2	10.78	< 0.001
software and habitat	2	0.19	0.82	2	0.23	0.79
residual	20860			14785		

Table 8.7: Difference in habitat selection as estimated from home range calculated by different software (habitat composition analysis, ANOVA).

8.5 Discussion

From a methodological point of view, home range estimation nowadays constitute the starting point for further analyses, in habitat selection or habitat use studies, e.g. in Type II and III designs, according to (Manly & McDonald 2002), in predator-prey relationships (G. L. Norbury et al. 1998) or in behavioural studies (Minta 1992; Conner et al. 1999) or in other novel fields such as movement ecology (Delgado et al. 2009). In particular, whenever home range shapes are to be used as a starting point to carry out further analyses in a spatially explicit fashion e.g. to evaluate habitat selection, the need for reliable, unbiased shape and size estimates becomes essential.

As already pointed out by Laver & Kelly (2008) in the case of the adaptive smoothing parameters choice, or in Mitchell & Powell (2008) for species-habitat relationships, an acritical or misinformed use of home range calculation techniques could yield to questionable results, since often the end users of home range software estimators are today more concerned with the subsequent steps in the analysis work flow, giving for granted that the software (and the underlying methodologies) used to obtain spatial representations from point locations gives always affordable results. More frequently end users are not even aware of the inner workings of the home range estimation software they are using, almost unconsciously incurring in artefacts caused by software package limitations.

Recent research on these topics (L.A. Wauters et al. 2007; Getz et al. 2007; Börger et al. 2008; Mitchell & Powell 2008) have shown - both using real and simulated data - that home range estimation not only is affected by well known factors such as sample size and point estimates accuracy, but also depends on the analytical process used to obtain utilization distribution representations. The proposed solutions range widely, encompassing correction for positional bias (Horne et al. 2007) or autocorrelation (Katajisto & Moilanen 2006), more robust parameter calculation techniques (L.A. Wauters et al. 2007), or totally different approaches revisiting purely geometric techniques (Getz et al. 2007) or taking into account not just the raw locations but also some form of inclusion of species-habitat relationship in the estimation process (Aarts et al. 2008; Christ et al. 2008). Horne & E.O. Garton (2006) investigated the possibility to resort to machine-learning approaches, selecting a "best" home range model based on information criteria scoring on as many putative models as possible, although the calculation of an information criteria not always is feasible.

Our results confirm that different programs, even if claimed to implement the same theoretical formulation, generate kernels different both in size and in shape. Moreover, in most cases the differences are not predictable, and are large enough to give spurious and biologically meaningless results, useless for a reliable analysis of habitat use. The problem is made more complex by the fact that the differences are due not only to the well-known effects of the adoption of different methods to evaluate the smoothing factor h , but also to different implementation of the kernel methods, as demonstrated by the use of the same h values. Therefore, it appears that not only different programs use in fact different calculation methods, but also that a clear explanation of these differences is almost impossible, given that most of these programs are closed source (AVAM, R6) and do not allow to understand the reasons of different results by inspection of the source code. It is unclear, for instance, if differences are due to errors in the programming or they really are caused by the use of different algorithms. Open source software implementations, such as in the AM case, on the other hand, allow a deep analysis of code.

Dealing with the most tangible aspects of program usability, AM allows, through a "wizard" interface, to insert all the parameters requested for the analysis: input dataset, animal id, type of h smoothing parameter calculation technique, kernel UD probability level, kernel grid resolution, output definition.

In a similar fashion, AVAM produces home range polygons with fully automated h calculation, and therefore allows a convenient way of batch process a large number of home range calculations with a high degree of automation. An interface prompts the user to insert all the necessary parameters, with the obvious advantage of already running inside a widespread GIS environment. The drawbacks consist in the absence of customization possibilities. Some idiosyncrasies are present, such as the impossibility to have h values in the output if an user decides to have all the home range results into a single ESRI shapefile.

In R6 the default behaviour is to perform batch analysis. The Java front-end makes easy to insert all the requested parameters in the right order. Anyway, the analysis produces an "edge file" in a proprietary format which need to be converted for compatibility with standard GIS software.

In AM, user defined h values can be assigned without losing full batch execution capacity, since all the calculation procedure is handled by an R script which runs completely unattended, and the AVAM interface allows the user to 'force' the attribution of user-defined h values: anyway, in this case batch analysis is not possible any more, requesting the user to be constantly present.

In R6 the operations needed to force the program to use previously evaluated h values is more complex if not even awkward. In fact, Ranges 6 does not allow to insert any value for h , it just accepts an user-inserted 'multiplier' value between 0.1 and 2.0 to multiply automatically calculated HREF values by. This means that should an user need to run home range calculations with a pre-defined h value, it is necessary for her to run all HREF analyses in the first place, then compare the resulting values with the forced ones to calculate the exact value for the multiplier, and finally re-run the analysis by hand (including the export step) separately for each animal.

The multiplier values limitation constitutes a severe problem : in a single case it was impossible to calculate any home range because of a multiplying factor higher than 2.0 and thus rejected by the program as an invalid input. It is well evident that in this kind of analysis, batch processing is not available. Apart from its convenient Java-based graphical user interface, Ranges 6 runs in a full screen 16-bit legacy DOS shell. This means that any analysis must be run as a foreground process, and does not allow the user to interact with other programs until it ends.

A last issue concerns LSCV calculations: by definition, the methodology is based on an iterative minimisation procedure, that in some cases may fail to converge. In these cases, the behaviour of the examined programs is dangerously different: AM warns the user, and calculates an home range with a non-converging (and thus unreliable) h value (C. Calenge pers. comm., 2008). The non-convergence problem is tackled in an entirely different way in R6, that also warns the user about its unsuccessful attempt in achieving an LSCV h estimate, but then substitutes the missing value with an HREF estimate, which could lead an inexperienced user in mistaking what is an HREF-evaluated kernel for an LSCV one. Even more dangerously, AVAM does not seem to encounter any convergence failure, even in severe test conditions (Preatoni, unpublished data), nor to switch to HREF kernel calculation, as HREF and LSCV values seems to never be the same for the same set of points.

Speed and performance are an important issue, in particular when dealing with studies involving large number of animals or with long-term longitudinal studies, not to mention the huge amount of locations obtained by GPS radio

tags. Also in this case, the three programs shown widely different speeds and efficiencies (especially for larger samples), and different usability. In the worst case, R6 required an almost continuous user intervention, causing in the end a waste of time by the researcher who is compelled to sit pointlessly in front of the computer.

Even if in the last few years there have been substantial developments in the field of home range estimation techniques (e.g. Billiard 1991; Getz et al. 2007), given the slow acceptance of kernel methods as a more viable alternative to the Minimum Convex Polygon, a similar lag in the adoption of the novel methodologies mentioned above is to be expected. The lag is due not only to the ineluctable resistance in changing "standard" with new, up to date and more strong methods, but also to of a lag in the availability of software tools. A comparison of the most widely accepted and available tools in terms of potential pitfalls in their use, differences in estimation and their potential causes, speed and customisability, could reveal essential to avoid or minimise the consequences of the blind acceptance of erroneous or imprecise home range estimation instruments. In our case, the three software estimators compared shown different performance and efficiency, which could of course lead to misinterpretation of the results' true biological significance.

Due to the complete exposition of its implementation and to the possibility to use the same tools both by a graphical user interface (two, in fact) and in a batch/scrip-table fashion, the AM approach seems to be the most reliable candidate.

In conclusion, we cannot recommend to compare home ranges across studies when calculated with kernel analyses carried out with different programs, and suggest making all the relevant raw data available, as this is the only way of allowing further comparisons. As a very minimum requirement, all studies should report in detail the software and the procedures used for analysis.

8.6 Acknowledgements

We thank Clément Calenge, for his Adehabitat program and for his help during this study, and the communities behind AniMove project (in particular Leonardo Lami) and other free software used for the analyses.

We also are indebted to Peter Lurz (University of Newcastle-upon-Tyne) and Lucas Wauters (University of Insubria) for support with Ranges 6 software. We also thank Susanne Szentkuti and Martina Spada, who kindly allowed us to access their data collected during the SELPI project of the Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research.

The study on pheasants is a part of a larger project on the effects of habitat management on pheasant reproduction and density. The project has implicated the active participation of students and staff from both the University of Florence and Faunalia: Daniele Scarselli, Carlotta Canova, Serena Calastri,

Claudia Fabbrizzi, Riccardo Petrini, Leonardo Lami. Preliminary analysis on differences on home range of pheasants between software were by Francesca Bertini during a stage. They are all gratefully acknowledged. The project has been generously funded by the Toscana Regional Administration (Dr. Paolo Banti) and the Pisa Provincial Administration (Dr. Roberto Mazzoni della Stella); their advice and encouragement has been fundamental for the success of the project, and of this study.

Pheasant data used in this study are available for further analyses through the AniMove web site: <http://www.faunalia.it/animove>.

8.7 References

- Aarts, G. et al.**, 2008. Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, 31(1), 140.
- Aldridge, H. & Brigham, R.M.**, 1988. Load Carrying and Maneuverability in an Insectivorous Bat: A Test of The 5% "Rule" of Radio-Telemetry. *Journal of Mammalogy*, 69(2), 379-382.
- Animove Team**, 2008. AniMove - Animal movement methods. Available at: <http://www.faunalia.it/animov/>
- Barg, J.J., Jones, J. & Robertson, R.J.**, 2005. Describing breeding territories of migratory passerines: suggestions for sampling, choice of estimator, and delineation of core areas. *Journal of Animal Ecology*, 74(1), 139-149.
- Billiard, F.**, 1991. *Estimating the home range of an animal: A brownian bridge approach*. The University of North Carolina.
- Börger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M.**, 2008. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters*, 11(6), 637-650.
- Börger, L. et al.**, 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *J Animal Ecology*, 75, 1393-1405.
- Bossard, M. et al.**, 2000. *CORINE land cover technical guide: Addendum 2000*, European Environment Agency Copenhagen.
- Calenge, C.**, 2006. The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197, 1035.
- Christ, A., Hoef, J.V. & Zimmerman, D.L.**, 2008. An animal movement model incorporating home range and habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics*, 15(1), 27-38.
- Conner, M. et al.**, 1999. Influence of time-in-residence on home range and habitat use of bobcats. *The Journal of Wildlife Management*, 261-269.
- Delgado, M.D., Penteriani, V. & Nams, V.O.**, 2009. How fledglings explore surroundings from fledging to dispersal. A case study with Eagle Owls *Bubo bubo*. *Ardea*, 97(1), 7-15.

- ESRI - Environmental Systems Research Institute**, 1999. *ArcView GIS User Manual version 3.2.*, ESRI, Inc. Redlands. CA. USA.
- Getz, W.M. et al.**, 2007. LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. *PLoS ONE*, 2(2), 207.
- Gitzen, R.A. & Millspaugh, J.J.**, 2003. Comparison of least-squares cross-validation bandwidth options for kernel home-range estimation. *Wildlife Society Bulletin*, 823-831.
- GRASS Development Team**, 2008. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*, Available at: <http://grass.osgeo.org>.
- Hemson, G. et al.**, 2005. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 455-463.
- Hines, W.G.S. et al.**, 2005. Allowing for redundancy and environmental effects in estimates of home range utilization distributions. *Environmetrics*, 16(1).
- Hooge, P.N. & Eichenlaub, B.**, 1997. *Animal movement extension to arcview. ver. 1.1.*, Anchorage, AK, USA.: Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey. Available at: http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/animal_mvmt.htm.
- Horne, J. & Garton, E.**, 2006. Likelihood Cross-Validation Versus Least Squares Cross-Validation for Choosing the Smoothing Parameter in Kernel Home-Range Analysis. *Journal of Wildlife Management*, 70(3), 641-648.
- Horne, J.S., Garton, E.O. & Sager-Fradkin, K.A.**, 2007. Correcting home-range models for observation bias. *Journal of Wildlife Management*, 71(3), 996-1001.
- Huck, M., Davison, J. & Roper, T.J.**, 2008. Comparison of two sampling protocols and four home-range estimators using radio-tracking data from urban badgers *Meles meles*. *Wildlife Biology*, 14(4), 467-477.
- Katajisto, J. & Moilanen, A.**, 2006. Kernel-based home range method for data with irregular sampling intervals. *Ecological Modelling*, 194(4), 405-413.
- Kenward, R., South, A. & Walls, S.**, 2003. *Ranges 6, version 1.2: for the analysis of tracking and location data*, Wareham, UK.: Anatrack Ltd.
- Kernohan, B.J., Gitzen, R.A. & Millspaugh, J.J.**, 2001. Analysis of animal space use and movements. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA, 125-166.
- Larson, M.A.**, 2001. A catalog of software to analyze radiotelemetry data. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California, 397-421.

- Laver, P. & Kelly, M.**, 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management*, 72, 290-298.
- Lawson, E.J.G. & Rodgers, A.R.**, 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin*, 25(3), 721-729.
- Manly, B.F.J. & McDonald, T.L.**, 2002. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, Kluwer Academic Pub.
- Matthiopoulos, J.**, 2003. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. *Ecological Modelling*, 159(2-3), 239-268.
- Minta, S.C.**, 1992. Tests of spatial and temporal interaction among animals. *Ecological Applications*, 178-188.
- Mitchell, M.S. & Powell, R.A.**, 2008. Estimated home ranges can misrepresent habitat relationships on patchy landscapes. *Ecological Modelling*, 216(3-4), 409-414.
- Naef-Daenzer, B.**, 1993. A new transmitter for small animals and enhanced methods of home-range analysis. *Journal of Wildlife Management*, 57(4), 680-689.
- Norbury, G.L., Norbury, D.C. & Heyward, R.P.**, 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *The Journal of Wildlife Management*, 45-58.
- QuantumGIS Development Team**, 2008. *Open Source Geographic Information System (QuantumGIS)*, Available at: <http://qgis.org>.
- R Development Core Team**, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
- Refractions Research**, 2008. *PostGIS spatial database extension to PostgreSQL 1° ed.*, Victoria, Canada: Refractions. Available at: <http://postgis.refractions.net/>.
- Seaman, D.E., Griffith, B. & Powell, R.A.**, 1998. KERNELHR: A Program for Estimating Animal Home Ranges. *Wildlife Society Bulletin*, 26(1), 95-100.
- Seaman, D.E. & Powell, R.A.**, 1996. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology*, 77(7), 2075-2085.
- Seton, E.T.**, 1909. *Life histories of northern animals. An account of the mammals of Manitoba.*, New York, USA: Charles Schribner's Sons.
- Silverman, B.W.**, 1986. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*, Chapman & Hall/CRC.
- Swihart, R.K. & Slade, N.A.**, 1997. On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 2(1), 48-63.

- Trizio, I. et al.**, 2005. Geographical distance and physical barriers shape the genetic structure of Eurasian red squirrels (*Sciurus vulgaris*) in the Italian Alps. *Molecular Ecology*, 14(2), 469-481.
- Tufto, J. & Cavallini, P.**, 2005. Should wildlife biologists use free software? *Wildlife Biology*, 11(1), 67-76.
- Venturato, E. et al.**, 2009. Do radio-collars influence mortality and reproduction? A case with ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in Central Italy. *European Journal of Wildlife Research*, 55(6), 547-551. Available at: inserito come Capitolo 4 della presente tesi.
- Wauters, L.A.**, 2000. Squirrels—medium-sized granivores in woodland habitats. *Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach*, 131–144.
- Wauters, L.A. et al.**, 2001. Effects of spatial variation in food availability on spacing behaviour and demography of Eurasian red squirrels. *Ecography*, 24(5), 525-538.
- Wauters, L. & Dhondt, A.**, 1987. Activity budget and foraging behaviour of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) in a coniferous habitat. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 52(6), 341-353.
- Wauters, L. & Dhondt, A.**, 1992. Spacing behaviour of red squirrels, *Sciurus vulgaris*: Variation between habitats and the sexes. *Animal Behaviour*, 43(2), 297-311.
- Wauters, L. et al.**, 2007. Radio-tracking squirrels: Performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size. *Ecological Modelling*, 202(3-4), 333-344.
- Worton, B.J.**, 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1), 164-168.

9 AREA VITALE DEL FAGIANO

9.1 Introduzione

Lo studio dell'area vitale occupata dagli individui, generalmente indicata come home range, è importante:

- dal punto di vista ecologico, per lo studio della superficie occupata da una data specie in relazione alla produttività ambientale, alla pressione predatoria, alle caratteristiche ambientali in generale;
- dal punto di vista gestionale, per la determinazione delle unità di misura per la gestione della specie ad esempio per la determinazione delle dimensioni ottimali delle aree protette, per la pianificazione degli interventi di miglioramento ambientale o per la pianificazione dei censimenti;
- come base per lo studio delle preferenze ambientali.

Malgrado i numerosi studi di radiotracking effettuati sul fagiano (*Phasianus colchicus*), i dati relativi alle dimensioni e forme degli home range di questa specie sono riportati solo in alcune pubblicazioni (Smith, Stewart, e Gates 1999; Leif 2005; Genovesi, Besa, e Toso 1999; Gatti, Dumke, e Pils 1989; Hanson e Progulské 1973; Homan, Linz, e Bleier 2000). Anche quando presenti, i dati di home range sono spesso affrontati in modo marginale rispetto ad altri argomenti. La carenza di questo tipo di analisi per una specie, così diffusa e di interesse sia conservazionistico che economico, è in parte inattesa. Probabilmente è da mettere in relazione con il fatto che molti degli studi sul fagiano nascono con finalità prioritariamente gestionali e, solo in secondo luogo, ecologiche.

L'home range del fagiano è stato descritto in uno studio del 1999 in cui sono state riscontrate alcune differenze tra gli home range stagionali, non nella loro estensione massima (calcolata tramite il Minimo Poligono Convesso) ma nella loro core area. Non sono risultate differenze significative tra sessi, malgrado si noti una tendenza delle femmine ad estendere il proprio home range durante il periodo riproduttivo (Smith, Stewart, e Gates 1999).

Un altro studio interessante, svolto però su maschi di fagiano, mostra come questi abbiano due comportamenti spaziali diversi in periodo riproduttivo. Alcuni infatti fanno spostamenti limitati (home range medio di ca. 0.18 km²) e altri sono molto più mobili (home range medio di ca. 0.45 km²). La maggior parte dei fagiani adulti hanno un comportamento di tipo localizzato, mentre la maggioranza dei fagiani giovani sono classificati come 'effimeri' e mostrano spostamenti maggiori (Leif 2005). Questa bimodalità dell'home range del fagiano maschio fa pensare a diverse strategie di uso dello spazio, che l'autore mette in relazione con le diverse strategie riproduttive descritte sulla base delle osservazioni comportamentali tra fagiani territoriali e non (Burger 1966; Hill e Ridley 1987). Da questo studio sembra risultare che i maschi definiti come non ter-

ritoriali, abbiano in realtà vari territori temporanei piuttosto che un unico territorio riproduttivo.

Sulla base dei nostri dati, raccolti durante tre anni di radiotracking su femmine di fagiano in due aree, una pianeggiante e una collinare, abbiamo teso a descrivere l'home range annuale delle femmine di fagiano, con particolare riferimento agli spostamenti legati alla nidificazione.

9.2 Materiali e metodi

Sulla base dei risultati del confronto tra home-range calcolati con differenti software, che ha mostrato come la forma e l'estensione degli home range elaborati non siano indipendenti dal software usato, abbiamo limitato il nostro studio sulla dimensione dell'area vitale delle fagiane, ad un livello per lo più descrittivo, nell'ottica di facilitarne il confronto con altri studi.

Abbiamo quindi utilizzato la misura del minimo poligono convesso (d'ora in avanti **MCP**) calcolato con il 100% dei punti, la misura del kernel calcolato con il metodo HREF al 95% (d'ora in avanti **HREF**) e, come misura della core area, il kernel HREF al 50% (d'ora in avanti **CORE AREA**).

La scelta del metodo HREF (rispetto all'LSCV) è stata fatta seguendo Seaman e Powell (1996). Il calcolo dei kernel è stato fatto tramite la libreria *adehabitat* di R (R Development Core Team 2008; Calenge 2006).

L'MCP è stato mantenuto al 100% in considerazione del fatto che non esistano indicazioni affidabili e convincenti per ridurre la percentuale di punti usati ad una determinata soglia. Inoltre, l'esclusione di una certa percentuale di punti dal calcolo, viene fatta utilizzando come criterio la distanza da un ipotetico centro dell'home range. Quest'ultimo può essere calcolato con metodi diversi (i più usati sono il centroide e la media armonica; Dixon e Chapman 1980) e, a nostro avviso, è fortemente arbitrario e rischia di considerare come centro dell'home range aree non utilizzate dalle fagiane, escludendone altre attivamente scelte. In particolare nel caso dei nostri dati, che mostrano home range ad andamento bimodale, la definizione di un centro geometrico sarebbe quanto mai arbitraria. Ad oggi, inoltre, l'MCP al 100% è il metodo che meglio permette il confronto dei risultati tra diversi studi, in quanto generalmente riportato nei lavori pubblicati.

Per la misura dell'MCP abbiamo utilizzato gli animali che avevano almeno 50 fix (39 fagiane) mentre per HREF e CORE AREA quelli che avevano almeno 30 fix (54 fagiane).

Dalle analisi abbiamo escluso: il fix di ritrovamento dell'animale morto, in quanto la fagiana poteva essere stata portata lì dal predatore o comunque successivamente alla morte; le localizzazioni ripetute sul nido, in modo da mantenere un solo fix che lo rappresenti; i fix dei primi 7 giorni dal rilascio, così da escludere eventuali movimenti dovuti allo stress della cattura e alle prime esplo-

razioni successive al rilascio. I dati relativi all'anno 2007 sono scarsissimi e quindi non sono stati inclusi in questa analisi.

9.2.1 Analisi statistica

Le distribuzioni di frequenza delle dimensioni degli home range sono state analizzate tramite test di Shapiro. A causa delle distribuzioni non normali del parametro è stato applicato, per i confronti tra gruppi, il test non parametrico di Kruskal Wallis. Per le correlazioni è stato utilizzato il test di Spearman.

9.3 Risultati

Il nostri dati di home range si riferiscono a tutto l'anno solare, con una riduzione netta di dati nel periodo autunnale ed estivo; le fagiane infatti venivano catturate e munite di radio all'inizio dell'anno e poi seguite per tutto il periodo possibile; si interrompeva il radiotracking in caso di morte e per scomparsa del contatto radio (previo tentativo di recuperarlo con sopralluoghi estesi in un raggio di ricerca maggiore). Data la mortalità degli animali e la durata delle radio trasmettenti (indicativamente stimata intorno ai 7-8 mesi), dopo agosto-settembre il numero di individui seguiti e di fix raccolti si è ridotto fortemente (Figure 9.1 e 9.2).

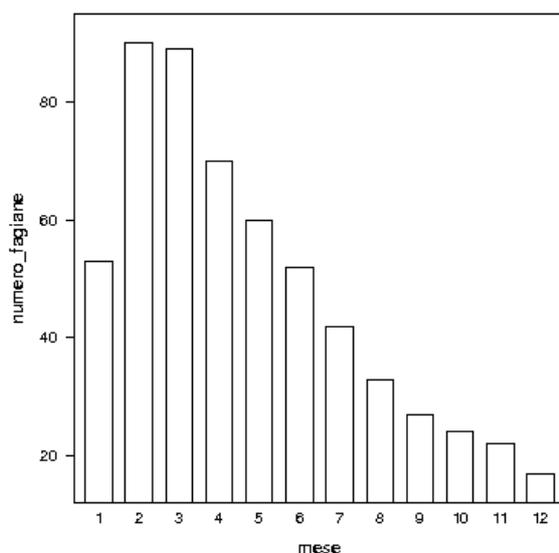


Figura 9.1: Numero di fagiane per mese utilizzate per l'analisi.

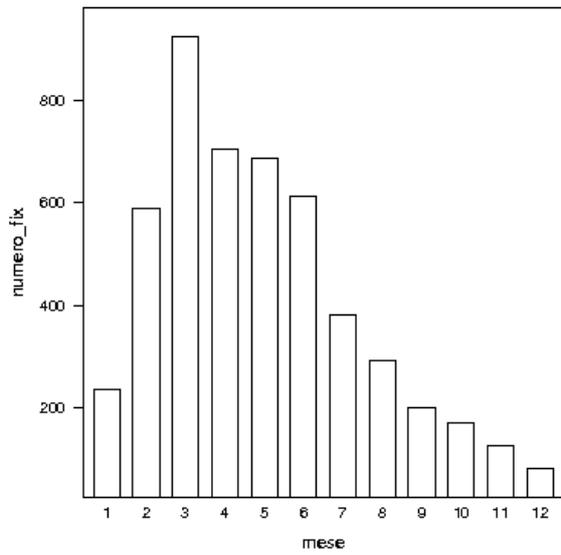


Figura 9.2: Numero di fix per mese utilizzati per l'analisi.

I dati riassuntivi relativi agli home range calcolati con i tre metodi (Figure 9.3-9.8) sono riportati in Tabella 9.1.

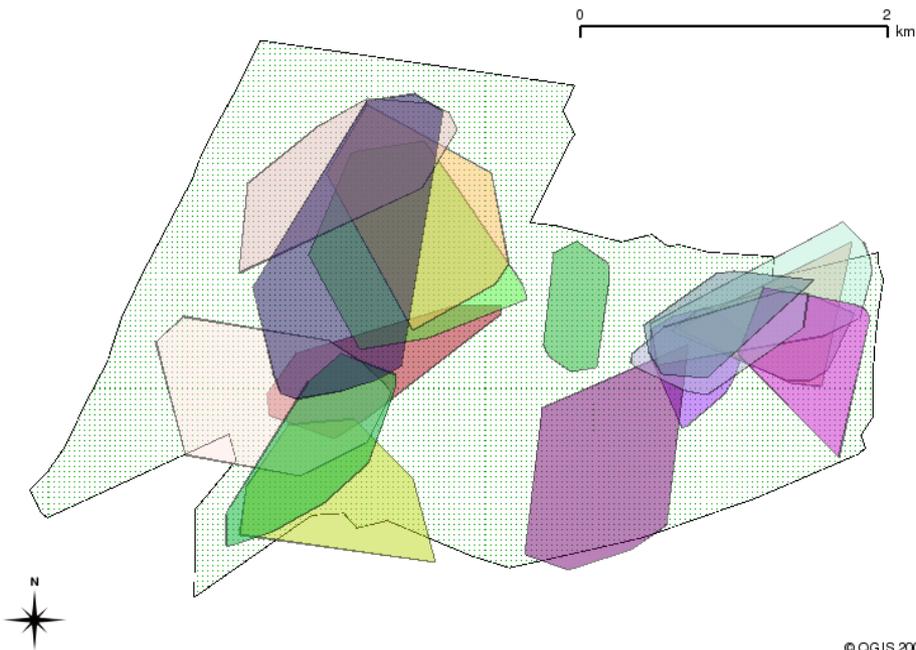


Figura 9.3: Home range calcolati con MCP nell'area di studio LN.

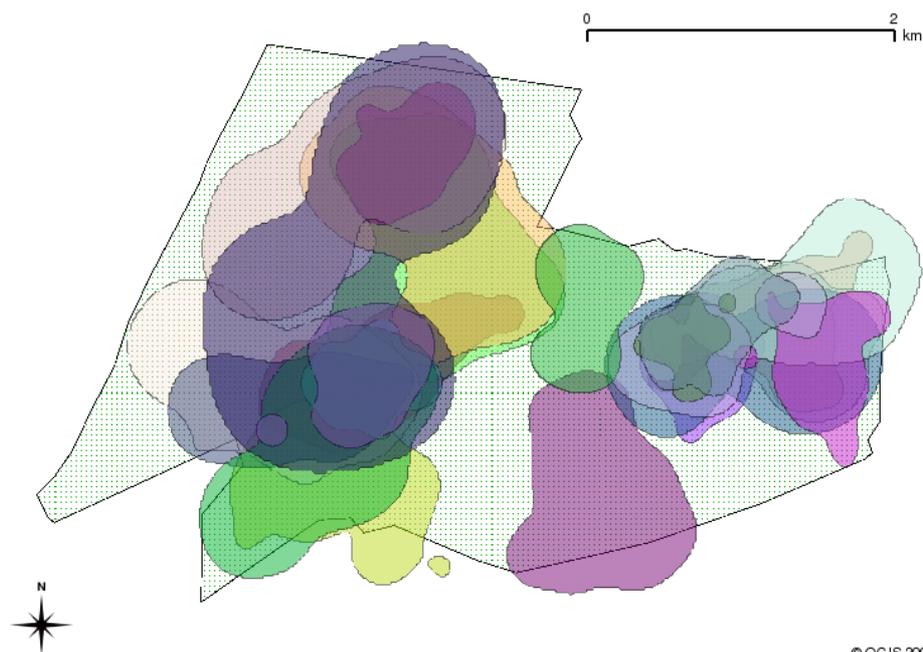


Figura 9.4: Home range calcolati con HREF nell'area di studio LN.

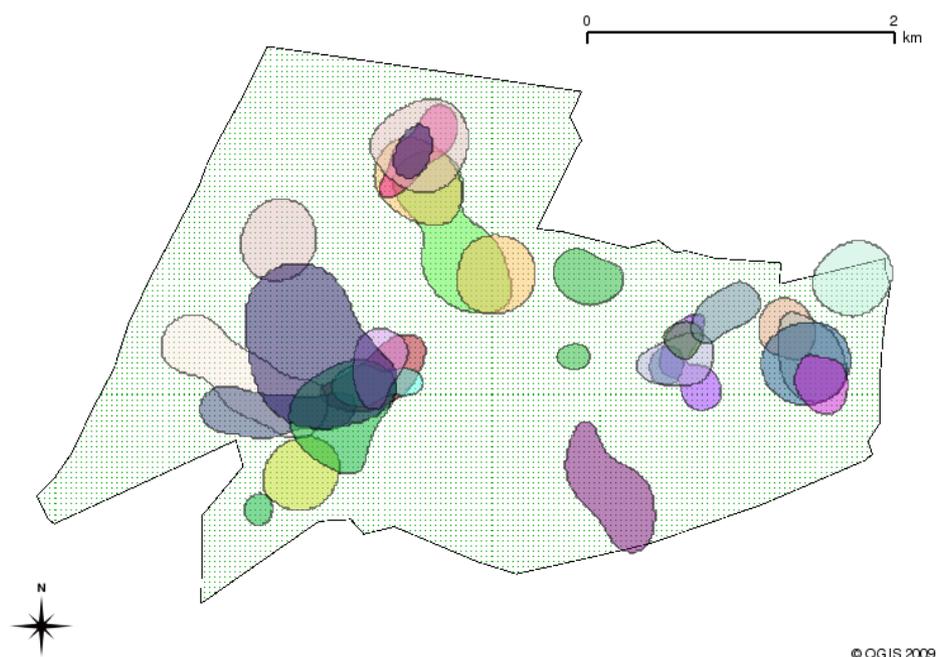
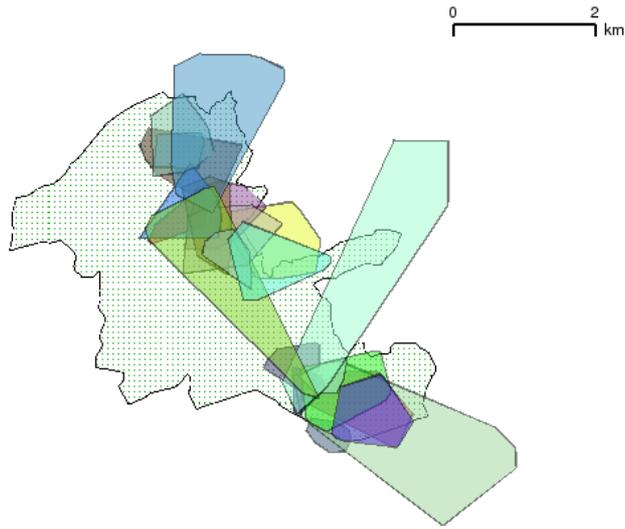
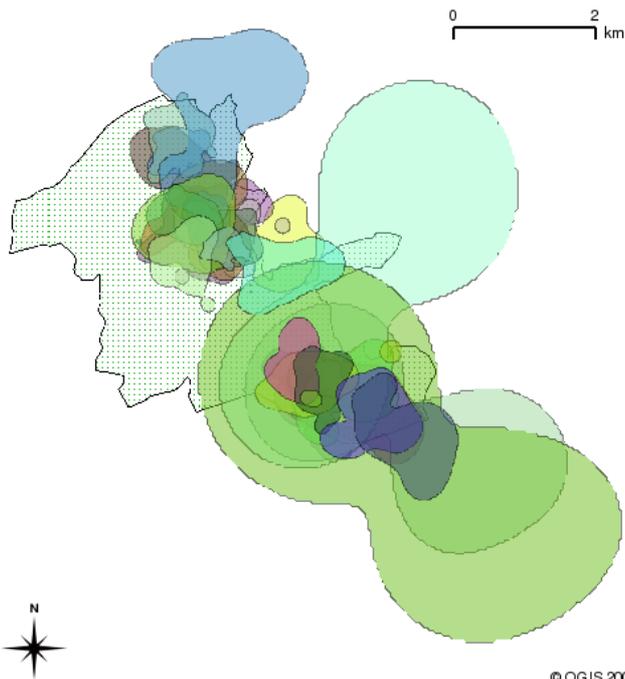


Figura 9.5: Aree centrali (CORE AREA) calcolati nell'area di studio LN.



© QGIS 2009

Figura 9.6: Home range calcolati con MCP nell'area di studio VV.



© QGIS 2009

Figura 9.7: Home range calcolati con HREF nell'area di studio VV.

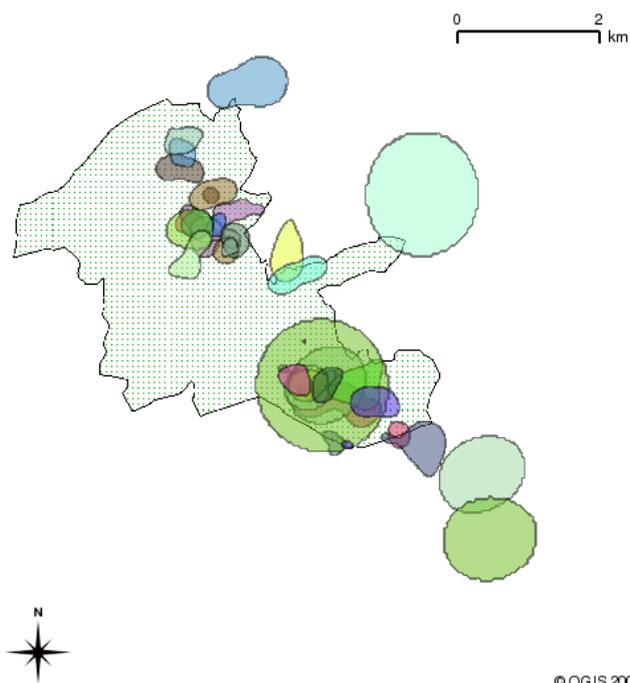


Figura 9.8: Aree centrali (CORE AREA) nell'area di studio VV.

<i>metodo</i>	<i>area media</i>	<i>sd</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>mediana</i>	<i>n</i>
MCP	0.90	0.77	0.20	3.63	0.71	39
HREF	1.66	2.84	0.20	16.97	0.95	54
CORE AREA	0.36	0.63	0.04	3.84	0.19	54

Tabella 9.1: Media, deviazione standard, minimo, massimo e N degli home range (espressi in km²). calcolati con i tre diversi metodi.

A livello aneddótico abbiamo notato una differenza tra le due aree di studio, che riguarda gli spostamenti fuori dai confini della ZRC. Sono stati infatti rarissimi, e nell'ordine delle centinaia di metri a LN e molto più ingenti, sebbene a carico di pochi individui, a VV (Tabella 9.2).

<i>zona</i>	<i>distanza massima dai confini (m)</i>
VV	2315
LN	246

Tabella 9.2: Distanza massima registrata tra i fix e i confini delle aree di studio.

Gli home range sono fortemente sovrapposti tra loro, il che indica la non territorialità delle le femmine di fagiano.

Gli home range delle fagiane hanno una forma allungata se calcolati con MCP, bimodale con HREF e CORE AREA (con quest'ultimo metodo si evidenziano a volte due isole distinte). Analizzando la traiettoria dei fix successivi si nota come ci siano due aree, una preriproduttiva e una riproduttiva, in cui la fagiana si trova per tutto il periodo in cui ha il nido (esempi nelle figure 9.9-9.12).

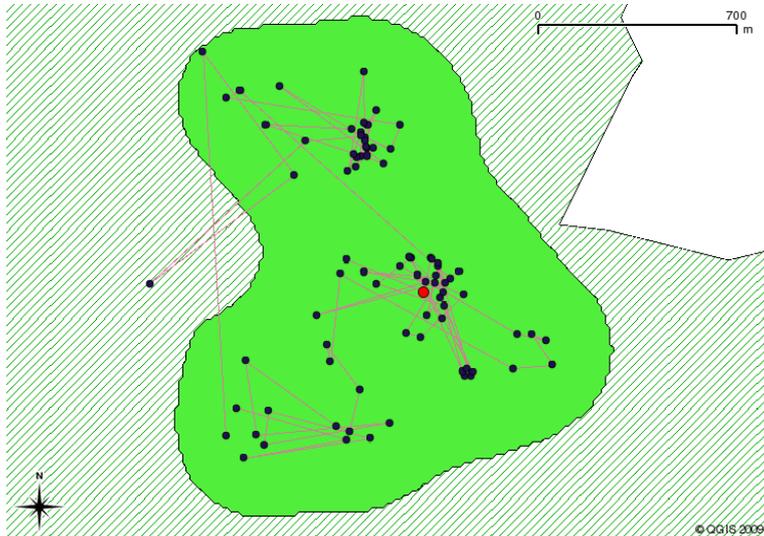


Figura 9.9: Esempio di home range HREF con fix (in nero), traiettoria seguita dalla fagiana e nido (in rosso).

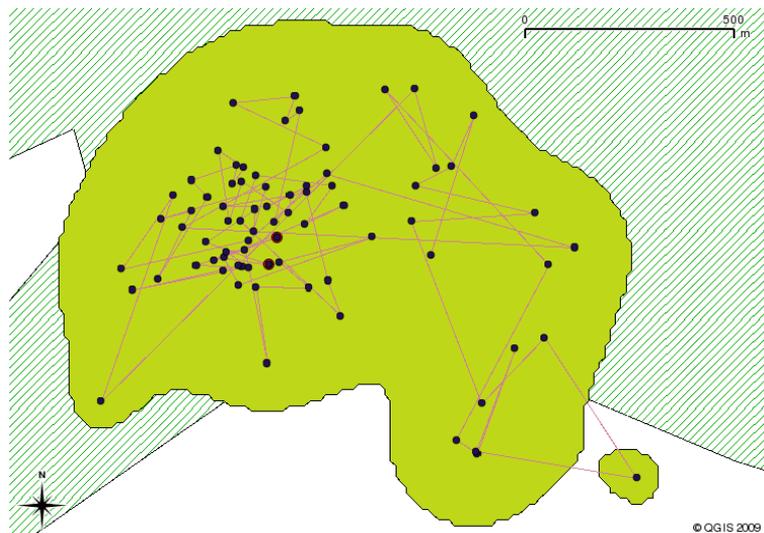


Figura 9.10: Esempio di home range HREF con fix (in nero), traiettoria seguita dalla fagiana e nidi (in rosso).

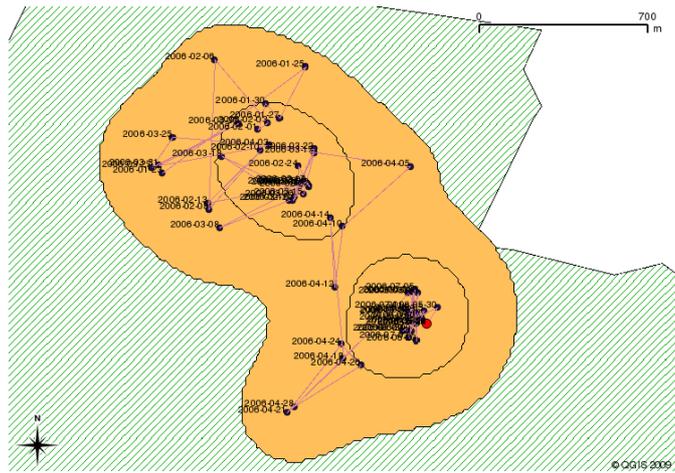


Figura 9.11: Esempio di home range HREF e area centrale (CORE AREA) con fix (in nero), traiettoria seguita dalla fagiana (sono riportate anche le date) e nido (in rosso).

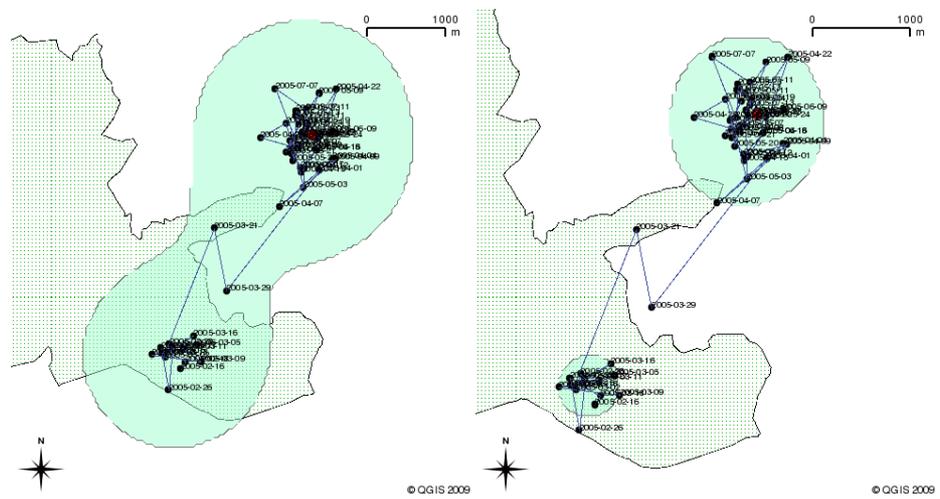


Figura 9.12: Esempio di home range HREF (a sinistra) e aree centrali (CORE AREA; a destra), con fix (in nero), traiettoria seguita dalla fagiana e nido (in rosso).

La distribuzione delle dimensioni degli home range non è normale (Test di Shapiro per tutti e tre i metodi $P < 0.001^{***}$; Figure 9.13 e 9.14), neanche suddividendo tra zone (fatto salvo nel caso del MCP nella zona di LN, $P = 0.33$). Per questo abbiamo utilizzato statistiche non parametriche per i confronti tra gruppi.

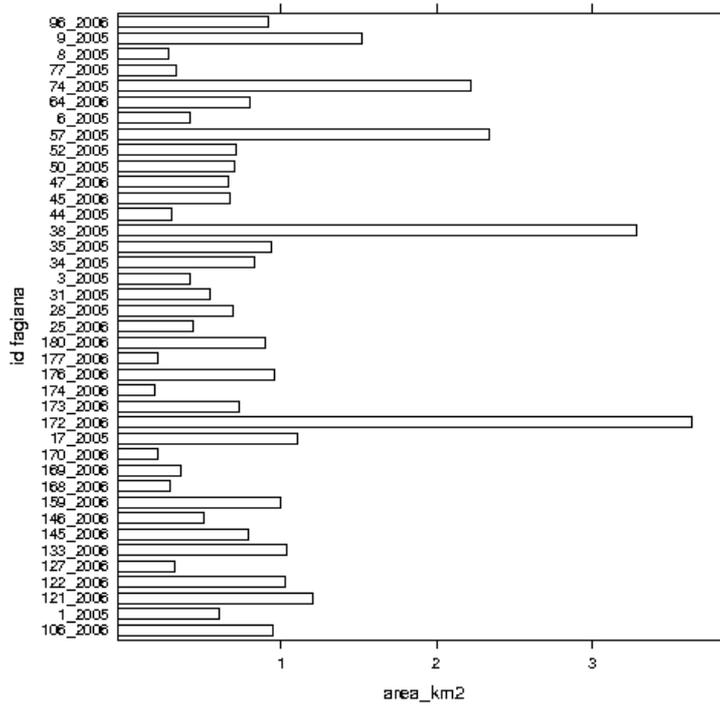


Figura 9.13: Dimensione dell'home range (calcolato con MCP) per le varie fagiane.

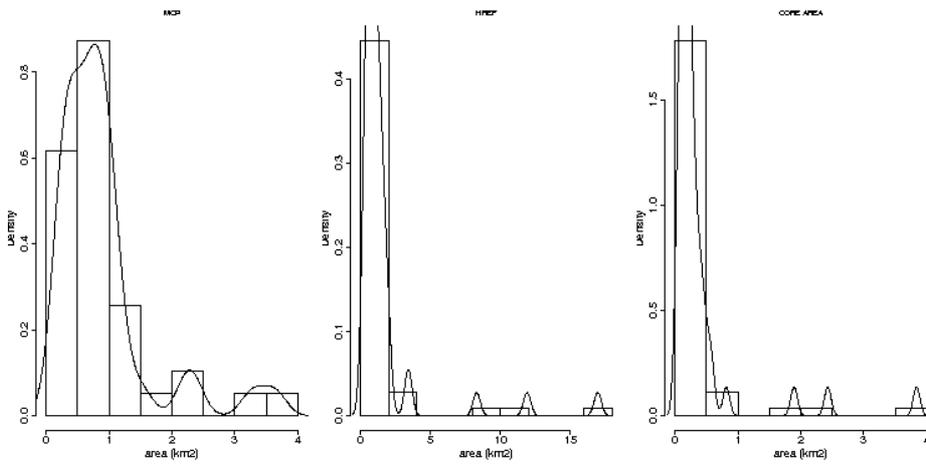


Figura 9.14: Distribuzione delle dimensioni delle aree calcolate con MCP, HREF e CORE AREA.

Separando i dati delle due zone si nota una maggior uniformità nella dimensione dell'home range a LN, mentre a VV alcuni outlier escono nettamente dalla media coprendo home range decisamente più estesi (Tabella 9.3 e Figura 9.15). Le dimensioni medie sono piuttosto diverse tra le due aree di studio mentre le mediane sono molto più simili; vista la distribuzione non normale dei dati la mediana è una stima migliore.

zona	metodo	area media	sd	mi	max	mediana	n
LN	MCP	0.73	0.35	0.27	1.52	0.67	17
	HREF	1.11	0.71	0.25	3.40	0.95	23
	CORE AREA	0.25	0.18	0.05	0.81	0.19	23
VV	MCP	1.03	0.97	0.19	3.64	0.76	22
	HREF	2.08	3.67	0.20	16.97	0.98	31
	CORE AREA	0.45	0.81	0.04	3.84	0.19	31

Tabella 9.3: Media, deviazione standard, minimo, massimo e N delle aree (in km^2) calcolate con i tre diversi metodi, suddividendo tra le due aree di studio.

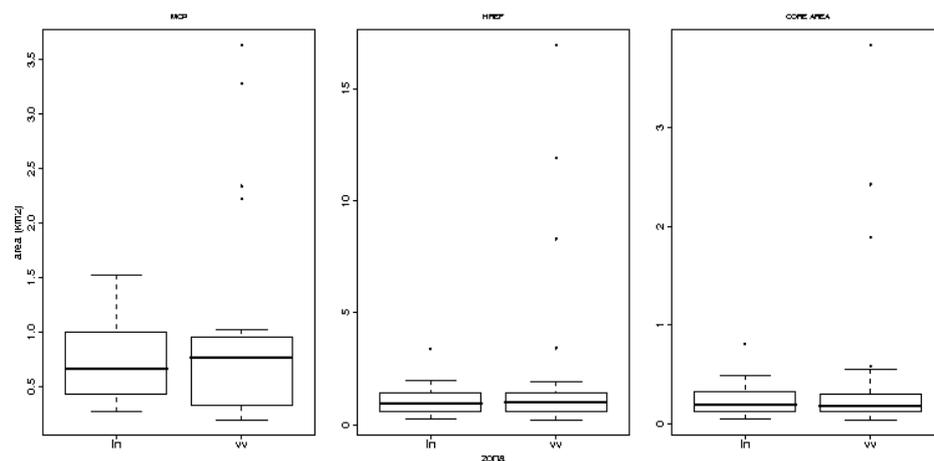


Figura 9.15: Dimensione (in km^2) delle aree calcolate con MCP, HREF e CORE AREA.

Non risultano comunque differenze significative tra aree di studio (Tabella 9.4) né tra anni (Tabella 9.5) nella dimensione dell'home range.

<i>Metodo</i>	<i>W</i>	<i>P</i>
<i>MCP</i>	0.07	0.80
<i>HREF</i>	0.01	0.92
<i>CORE AREA</i>	0.00	0.96

Tabella 9.4: Confronto tra l'estensione dell'home range nelle due aree di studio; Kruskal-Wallis ($df = 1$).

<i>Metodo</i>	<i>W</i>	<i>P</i>
<i>MCP</i>	0.18	0.67
<i>HREF</i>	0.32	0.57
<i>CORE AREA</i>	0.37	0.54

Tabella 9.5: Confronto tra l'estensione dell'home range tra anni di studio; Kruskal-Wallis ($df = 1$).

9.3.1.1 Home range e morfologia delle fagiane

La dimensione dell'home range non risulta correlata con i parametri morfologici misurati al momento della marcatura (Tabella 9.6). Non risulta quindi esserci un'influenza delle caratteristiche fisiche sulla dimensione dello spazio utilizzato dalle fagiane.

	<i>diametro tarso antero posteriore</i>	<i>lunghezza ala</i>	<i>lunghezza coda</i>	<i>lunghezza tarso</i>	<i>peso</i>
<i>MCP</i>	-0.06	0.01	-0.01	-0.05	-0.14
<i>HREF</i>	-0.11	-0.19	-0.19	-0.10	-0.04
<i>CORE AREA</i>	-0.15	-0.16	-0.18	-0.13	-0.04

Tabella 9.6: Correlazione tra la superficie dell'home range e i parametri morfologici, con i tre metodi di stima dell'home range (test di Spearman).

Non risultano differenze nella dimensione dell'home range tra fagiane giovani e fagiane adulte (Tabella 9.7; Figura 9.16).

<i>Metodo</i>	<i>W</i>	<i>P</i>
<i>MCP</i>	0.80	0.37
<i>HREF</i>	0.33	0.57
<i>CORE AREA</i>	0.18	0.67

Tabella 9.7: Confronto tra l'estensione dell'home range tra fagiane giovani e adulte; Kruskal-Wallis ($df = 1$).

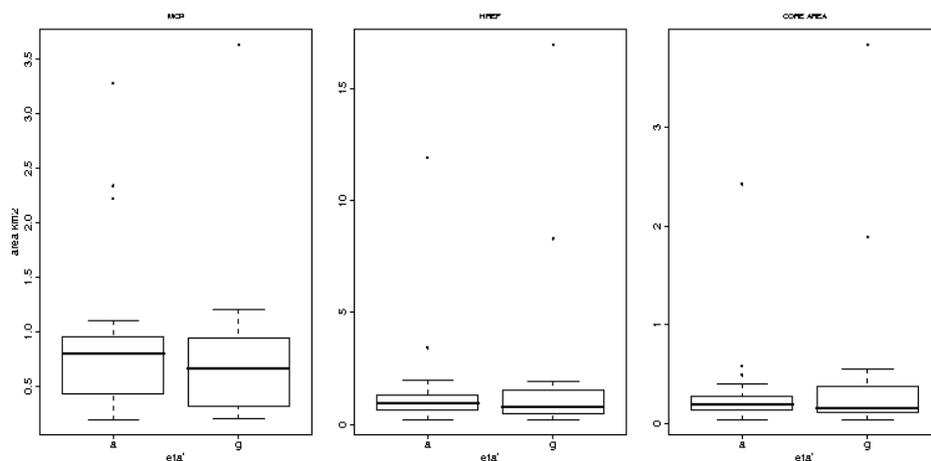


Figura 9.16: Dimensione (in km^2) delle aree calcolate con MCP, HREF e CORE AREA, distinguendo tra fagiane giovani (g) e adulte (a).

9.3.1.2 Home range e successo riproduttivo

Per valutare se il successo di nidificazione potesse influire o meno sulle dimensioni dell'home range abbiamo confrontato la dimensione dell'home range delle fagiane che hanno portato a schiusa un nido con quelle che (pur nidificanti) non ci sono riuscite. Non sono risultate differenze tra questi due gruppi (Tabella 9.8).

Metodo	W	P
MCP	1.52	0.22
HREF	2.82	0.09
CORE AREA	2.40	0.12

Tabella 9.8: Confronto tra l'estensione dell'home range tra tra fagiane che hanno fatto schiudere il nido verso quelle che non ci sono riuscite; Kruskal-Wallis ($df = 1$).

Non è stato possibile confrontare l'estensione dell'home range delle fagiane che non avevano fatto il nido con quelle che avevano nidificato, perché il numero di animali non nidificanti era molto basso (quelle utilizzabili per HREF e CORE AREA erano solo 5 vs 49). Inoltre gli animali che non hanno nidificato sono morti o scomparsi entro il mese di maggio; il loro home range era quindi influenzato dal ridotto periodo in cui sono stati seguiti. Lo scarsissimo campione ci permette esclusivamente di notare la tendenza ad una dimensione media maggiore e una variabilità molto alta tra le fagiane non nidificanti, rispetto alle altre (Figura 9.17). Il dato sarebbe da indagare ulteriormente. Come dato aneddotico si riscontra che di queste cinque fagiane tre hanno mostrato lo spostamento tipico delle fagiane riproduttive verso un'altra zona rispetto a quella in

cui hanno passato la stagione invernale. Le altre due sono rimaste in un'unica zona per tutto il periodo (fino a maggio-giugno, quando sono morte). Delle tre che hanno mostrato un home range bimodale, due hanno fatto il tipico spostamento in marzo-aprile (e una è poi morta in maggio, forse prima di riuscire a incubare il nido) mentre la terza si è spostata in settembre.

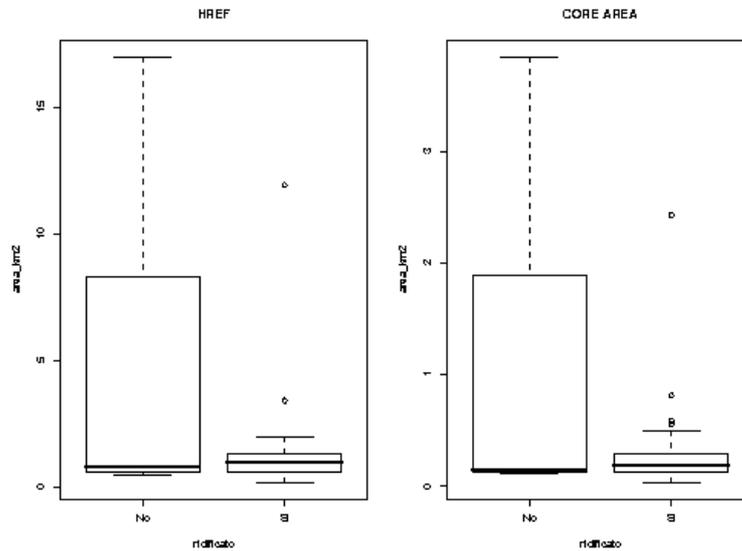


Figura 9.17: Dimensione (in km²) degli home range calcolati con HREF e delle aree centrali (CORE AREA), suddividendo le fagiane nidificanti e non.

9.4 Discussione

I dati relativi alla dimensione dell'home range del fagiano in letteratura non sono abbondanti e si riferiscono spesso ai maschi in periodo territoriale. Come tutti gli studi di home range, il confronto tra i nostri risultati e quelli trovati da altri ricercatori è complicato dall'uso di diverse tecniche di stima della superficie utilizzata dall'animale. Il Minimo Poligono Convesso, per quanto superato da metodi più recenti, continua ad essere la misura più utile per un confronto tra studi diversi, anche alla luce di quanto riscontrato da noi riguardo ai diversi risultati ottenuti nel calcolo del kernel usando software differenti (Venturato et al. 2009; inserito in questa tesi al capitolo 8).

Come spiegato nel paragrafo sui risultati, i nostri dati coprono tutto l'anno ma con una affidabilità maggiore per i mesi che vanno da febbraio a luglio, a causa del campione di dati che va diminuendo nel tempo.

La forma degli home range è generalmente 'a 8', ossia formata da due nuclei temporalmente separati; la fagiana si sposta in marzo-aprile in un'altra area rispetto a quella in cui aveva passato i primi mesi dell'anno. In questa se-

conda area avviene la nidificazione. La distinzione tra le due zone pre e post riproduttive è stata descritta anche in un altro studio (Snyder 1984).

Gli home range annuali delle fagiane sono sovrapposti tra loro, come descritto anche da Hanson e Progulské (1973). Non ci è stato possibile stimare (a causa del basso campione) l'home range relativo al solo periodo di cova del nido. Sarebbe interessante approfondire l'argomento, chiarendo se questa sovrapposizione riguardi anche il periodo di nidificazione in senso stretto, oppure esclusivamente le altre fasi.

Un'altra difficoltà nel confronto tra studi diversi è dovuta al fatto che i dati, anche quando misurati con l'MCP, sono spesso riportati come home range medio, mentre, data la distribuzione non normale del dato (almeno da quanto risulta dai nostri risultati) sarebbe più corretto un confronto effettuato sulle mediane.

L'unico studio (Homan, Linz, e Bleier 2000) che riporti la misura della mediana mostra risultati, sebbene relativi a femmine in periodo invernale, confrontabili con i nostri (0.55 km² e 0.73 km² in anni diversi, verso la nostra mediana di 0.71 km²). Per il confronto con un numero di lavori superiore è necessario però utilizzare la misura media. L'home range medio delle fagiane nella nostra ricerca è risultato (con il MPC) di 0.9 km², molto ridotto rispetto a quanto trovato in un altro studio su fagiane seguite, come le nostre, da gennaio a dicembre; in tale studio infatti la media (MCP) era di 2.46 km² (Smith, Stewart, e Gates 1999). L'ordine di grandezza dei nostri home range è più vicino alle dimensioni riscontrate, nella medesima ricerca, per il solo periodo preriproduttivo, 0.49 km² (31 dicembre-7 marzo), e post riproduttivo, 0.51 km² (31 luglio-15 dicembre; Smith, Stewart, e Gates 1999). Questi dati sono relativi ad un campione di sole 12 fagiane cosa che può aver influenzato la stima dell'home range; nel nostro caso su 39 fagiane, 4 hanno mostrato home range maggiori di 2 km² e 2 maggiori di 3 km² (con un massimo di 3.6 km²). In un altro studio, la dimensione media del MPC è risultata di 0.36 km², in home range di fagiane seguite da giugno ad ottobre (Hanson e Progulské 1973); malgrado il periodo sia più breve del nostro, l'ordine di grandezza risulta comparabile. Altri studi riportano dimensioni di home range comparabili a quello riscontrato da noi; l'estensione è risultata infatti di 0.36 km², in home range di fagiane seguite da giugno ad ottobre (Hanson e Progulské 1973) e di 0.22 km² in fagiani (senza distinzione di sesso e calcolata con l'MCP al 95%) in un'area della pianura Padana (Genovesi, Besa, e Toso 1999).

In generale la dimensione dell'home range della femmina di fagiano sembra essere al di sotto del chilometro quadrato, con un aumento della dimensione nel periodo riproduttivo; è possibile che la variabilità in questo periodo tra studi diversi possa essere messa in relazione alle caratteristiche ambientali delle diverse aree di studio, che forniscono ambienti idonei alla nidificazione più o meno vicini all'home range invernale o ad altri fattori ambientali. Differenze nella dimensione dell'home range tra ambienti diversi e differenti studi potrebbe

essere messa anche in relazione alla densità degli animali. Per quanto questo non sia stato dimostrato per le femmine, una relazione negativa tra la densità di individui e le dimensioni medie dell'home range è stata osservata per i maschi (Burger 1966).

Da quanto risulta osservando gli home range del nostro studio c'è un momento intorno a marzo-aprile in cui le fagiane cominciano a frequentare l'area in cui faranno il nido; è possibile che alcune differenze nell'estensione dell'area vitale in questo periodo, siano dovute al fatto che le fagiane scelgano come area riproduttiva una zona più o meno vicina a quella in cui hanno passato i primi mesi dell'anno e si sono accoppiate con il maschio. Spostamenti legati alla nidificazione nel mese di aprile (all'inizio del mese o più tardivi in relazione al clima più o meno rigido tra anni diversi) sono stati osservati anche in uno studio in Colorado.; in questo caso il 25%-50% delle femmine radiomarcate hanno infatti mostrato spostamenti maggiori di 1.2 km, con spostamenti non rari di 3.2-7.8 km e un massimo di 10 km (Snyder 1984). Sarebbe interessante proseguire questo studio analizzando gli spostamenti in relazione alla data di inizio incubazione, e risalendo, tramite il numero di uova deposte, alla data stimata dell'inizio degli accoppiamenti per analizzare più dettagliatamente il comportamento spaziale del periodo riproduttivo.

L'uscita di alcuni animali dall'area di studio, registrata a VV e non riscontrata invece a LN potrebbe essere da mettere in relazione con un maggior disturbo presente fuori dai confini nella ZRC LN, molto antropizzata e quindi con un probabile maggior bracconaggio lungo i confini dell'area a divieto di caccia.

Non risultano differenze significative tra aree di studio né tra individui di differente morfologia. Uno studio precedente ha evidenziato come le fagiane giovani mostrino spostamenti maggiori durante la dispersione dalle aree invernali verso quelle riproduttive, rispetto alle fagiane adulte (Hill e Ridley 1987). Sulla base di questo era possibile che risultassero delle differenze in base all'età nell'estensione dell'home range. Nelle nostre aree di studio non sono però risultate differenze in questo senso, in accordo con quanto riportato anche da Homan, Linz, e Bleier (2000). Uno studio, che confronta l'andamento degli home range nei mesi da ottobre ad aprile (Gatti, Dumke, e Pils 1989), dimostra la presenza di differenze tra gli home range delle femmine giovani rispetto a quelle adulte; purtroppo i dati riportati si riferiscono a home range calcolati con MCP su un numero molto basso di fix (≥ 20). Il numero di fix utilizzati non rende affidabile la stima del MPC e il conseguente confronto tra fagiane di diverse età. Il lavoro riporta, inoltre, come home range totale, la media tra gli home range mensili invece che la stima dell'home range calcolata con tutti i fix cumulati, per cui non è utilizzabile per un confronto con i nostri dati.

Anche relativamente al successo di schiusa del nido non si evidenziano differenze nell'estensione dell'home range. È possibile invece che qualche differenza possa emergere nel confronto tra individui nidificanti e non. I nostri dati

indicano una possibile tendenza e suggeriscono una verifica di questo su un campione di dati più esteso.

9.5 Bibliografia

- Burger, G. V.** 1966. Observations on aggressive behavior of male ring-necked pheasants in Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 30, no. 1: 57-64.
- Calenge, C.** 2006. The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197: 1035.
- Dixon, K. R., e J. A. Chapman.** 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61, no. 5: 1040–1044.
- Gatti, R. C., R. T. Dumke, e C. M. Pils.** 1989. Habitat use and movements of female ring-necked pheasants during fall and winter. *Journal of Wildlife Management* 53, no. 2: 462-475.
- Genovesi, P., M. Besa, e S. Toso.** 1999. Habitat selection by breeding pheasants *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 5, no. 4: 193–201.
- Hanson, L. E., e D. R. Progulsk.** 1973. Movements and cover preferences of pheasants in South Dakota. *The Journal of Wildlife Management*: 454–461.
- Hill, D. A., e M. W. Ridley.** 1987. Sexual segregation in winter, spring dispersal and habitat use in the pheasant (*Phasianus colchicus*). *Journal of Zoology* 212, no. 4: 657-668.
- Homan, H.J., G.M. Linz, e W.J. Bleier.** 2000. Winter Habitat Use and Survival of Female Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in Southeastern North Dakota. *The American Midland Naturalist* 143, no. 2: 463-480.
- Leif, A. P.** 2005. Spatial ecology and habitat selection of breeding male pheasants. *Wildlife Society Bulletin* 33, no. 1: 130-141.
- R Development Core Team.** 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Seaman, D. E., e R. A. Powell.** 1996. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology* 77, no. 7: 2075-2085.
- Smith, SA, NJ Stewart, e JE Gates.** 1999. Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-central Maryland. *The American Midland Naturalist* 141, no. 1: 185-197.
- Snyder, W. D.** 1984. Ring-necked pheasant nesting ecology and wheat farming on the high plains. *Journal of Wildlife Management* 48, no. 3: 878-888.
- Venturato, E., A. Ghisla, D. Preatoni, C. Gasparini, F. Dessì-Fulgheri, Guido Tosi, e P. Cavallini.** 2009. A comparison among software for the esti-

mation of home range: statistical differences and biological meaning. (in prep). inserito come Capitolo 8 della presente tesi.

10 PREFERENZE AMBIENTALI

10.1 Introduzione

La descrizione e la quantificazione delle preferenze ambientali è di particolare interesse in quanto fornisce informazioni fondamentali riguardo alla biologia della specie e ai modi in cui gli animali reperiscono in natura ciò che è loro necessario per la sopravvivenza. La costruzione di modelli probabilistici sulla base della quantificazione effettuata è poi di grande aiuto nel fornire indicazioni per le scelte di conservazione e di gestione di una data specie.

In uno studio svolto in Cina sono state analizzate le preferenze ambientali, e su questa base realizzato un modello predittivo geografico, per due specie di fasianidi, una minacciata dal rischio di estinzione (*Crossoptilon crossoptilon*) e l'altra non a rischio (*Ithaginis cruentus*). Il modello fornisce indicazioni sul tipo di ambiente necessario; in questo caso sull'importanza della vicinanza all'acqua e delle aree arbustive, chiarendo come invece la presenza di aree antropizzate non sia, al momento, un fattore limitante per le specie (Jia, Wang, e Gmei Zheng 2005). Le indicazioni fornite da modelli basati su analisi geografiche sono fondamentali per specie in immediato pericolo di estinzione ma non sono da sottovalutare neanche per specie, come il fagiano, che mostrino tendenze al declino in numerose aree.

I dati relativi alla selezione dell'habitat da parte del fagiano non sono molto abbondanti. Alcuni studi hanno affrontato l'argomento riguardo ai territori riproduttivi dei maschi (Leif 2005; Lachlan e Bray 1976). Altri lavori hanno descritto l'ambiente scelto per il nido e analizzato le preferenze ambientali relative alla sua localizzazione, dimostrando che le fagiane prediligono ambienti con forte copertura erbacea o arbustiva, costituiti da incolti perenni e coltivazioni a portamento erbaceo come le foraggere. Per l'ambiente nido risultano escluse le colture di mais e di leguminose e vengono preferite localizzazioni non lontane dal bordo dell'appezzamento (Shipley e Scott 2006; Clark, Schmitz, e Bogenschütz 1999; Fabbri 2006). Sono però piuttosto scarsi lavori relativi alla selezione dell'habitat da parte delle femmine non riferiti particolarmente al punto di nidificazione. Uno studio analizza, ad esempio, l'uso dell'ambiente delle fagiane in periodo autunnale e invernale dimostrando come i boschi siano evitati a favore delle aree incolte, durante questo periodo dell'anno (Gatti, Dumke, e Pils 1989). In un altro studio risulta che le fagiane in periodo autunnale-invernale prediligano ambienti incolti di margine e aree umide, tendendo ad evitare invece aree coltivate e prati (Leptich 1992).

Un'analisi approfondita delle preferenze ambientali delle femmine di fagiano in periodo riproduttivo è invece necessaria sia per la comprensione della loro ecologia, sia come supporto alle scelte gestionali di mantenimento o incremento delle popolazioni di questa specie, tendenzialmente in declino.

10.2 Metodi

Per lo studio delle preferenze ambientali abbiamo scelto di utilizzare come dati di base i fix piuttosto che analizzare la composizione ambientale all'interno dell'home range come generalmente fatto da altri autori (ad esempio: Genovesi, Besa, e Toso 1999; Homan, Linz, e Bleier 2000). La dimensione e la forma dell'home range calcolato è infatti determinata dal tipo di algoritmo scelto, nonché dal software usato (Venturato et al. 2009). Abbiamo ritenuto quindi che l'insieme delle localizzazioni delle fagiane, approfondite dall'analisi geografica dei loro dintorni, potesse fornire una stima più realistica delle preferenze ambientali di questa specie (Leptich 1992).

La finalità di questo studio è quella di analizzare le preferenze ambientali delle fagiane in periodo riproduttivo, per cui abbiamo utilizzato i fix annuali compresi tra il 15 marzo e il 15 luglio, confrontandoli con i dati di uso del suolo primaverile. I fix del giorno del rilascio e del ritrovamento della fagiana morta non sono stati considerati; il primo è infatti influenzato dal nostro intervento e l'ultimo potrebbe non essere stato raggiunto attivamente dall'animale. Il nido è stato contato una sola volta, al fine di evitare la sovrapposizione di fix della fagiana in cova e quindi la sovrastima delle caratteristiche ambientali scelte per il punto nido.

I dati relativi all'anno 2007 sono molto scarsi (5 fagiane con 42 fix in totale) per cui sono stati utilizzati esclusivamente nelle analisi in cui i dati erano cumulati, escludendoli dai confronti tra anni. Laddove riportati sono quindi da intendersi esclusivamente come indicativi.

Alcune fagiane sono uscite dai confini delle aree di studio, confini all'interno dei quali avevamo svolto i sopralluoghi per la determinazione dell'uso del suolo dettagliato (CORINE landcover VI livello (Bossard et al. 2000)). Per l'area circostante erano quindi disponibili esclusivamente i dati ufficiali a minor definizione (III livello). Per questo motivo abbiamo compiuto un'analisi comprensiva di tutti gli animali utilizzando l'uso del suolo meno dettagliato e, successivamente, abbiamo escluso gli individui usciti dai confini per approfondire l'analisi al livello più accurato.

10.2.1 Analisi dell'uso del suolo

Per ogni area di studio è stata fatta un'analisi approfondita dell'uso del suolo nei vari anni di studio, applicando le categorie di uso del codice CORINE landcover (Bossard et al. 2000). A queste categorie ufficiali ne abbiamo aggiunte alcune per descrivere in modo più approfondito alcune categorie ambientali di potenziale interesse per il fagiano (Tabella 10.1).

<i>codice CORINE</i>	<i>legenda</i>	<i>categorie non ufficiali</i>
1	territori modellati artificialmente	
11	zone urbanizzate	
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	
121	aree industriali o commerciali	
122	reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	
1221	strada asfaltata e banchina adiacente	+
1222	strada sterrata e banchina adiacente	+
1223	ferrovia in funzione e banchina adiacente	+
1224	ferrovia dismessa e banchina adiacente	+
13	zone estrattive, discariche e cantieri	
14	zone verdi artificiali non agricole	
142	aree sportive o ricreative	
143	aree recintate (no mesomammiferi)	+
2	territori agricoli	
21	seminativi	
211	seminativi in aree non irrigue	
2111	vivai e colture protette	
2112	cereali autunno-vernini	+
2113	colture primaverili-estive	+
21131	mais	+
21132	sorgo	+
21133	girasole	+
2114	barbabietola da zucchero	+
2115	miglioramenti ambientali a fini faunistici	+
21153	miglioramenti - prato	+
21154	miglioramenti - posticipazione operazioni colturali	+
21155	miglioramenti - trasemina	+
21156	miglioramenti - punto d'acqua	+
21157	miglioramenti - barra di involo	+
21158	miglioramenti - colture a perdere	+
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	+
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	+
211583	miglioramenti - mantenimento coltura a perdere autunnale	+
211584	miglioramenti - mantenimento coltura a perdere primaverile	+
2116	leguminose	+
21161	prato da vicenda	+
21162	favino	+
21163	pisello	+

<i>codice CORINE</i>	<i>legenda</i>	<i>categorie non ufficiali</i>
21164	fagiolo	+
2117	residui colturali	+
21171	residui colturali di colture autunno-vernine	+
21172	residui colturali di colture primaverile-estive	+
21173	stoppia di favino	+
2118	incolto permanente	+
2119	terreno a riposo	+
22	colture permanenti	
221	vigneti	
2211	vigneti tradizionali	
2212	vigneti specializzati	
222	frutteti o frutti minori	
2221	colture permanenti miste con leggera prevalenza di frutteti	
2224	altri frutteti (inclusi frutteti specializzati)	
223	oliveti	
23	prati stabili (superfici a copertura erbacea densa, princ. Graminacee, non a rotazione; soprattutto pascolate, ma possono essere sfalciate)	
231	prati stabili	
232	prati-pascoli	+
3	territori boscati e ambienti seminaturali	
31	zone boscate	
311	boschi di latifoglie	
3111	colture arboree a rapido accrescimento	
31111	arboricoltura (pioppo)	+
31112	arboricoltura (eucalipto)	+
3112	boschi naturali di latifoglie	
3113	colture arboree pregiate a lento accrescimento (noce, ciliegio, ecc)	+
3114	boschi ripariali	+
3115	boschi tagliati	+
312	boschi di conifere	
313	boschi misti	
314	siepi	+
315	rimboschimento	+
32	zone a vegetazione arbustiva e_o erbacea	
322	brughiere e cespuglieti	
323	macchie e garighe	
324	aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione	
325	prode erbose	+

<i>codice CORINE</i>	<i>legenda</i>	<i>categorie non ufficiali</i>
33	zone aperte con vegetazione rada o assente	
333	calanco	
4	zone umide (aree saturate temporaneamente o in permanenza da acqua stagnate o corrente)	
5	corpi idrici	
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	
512	bacini d'acqua	

Tabella 10.1: Categorie CORINE LANDCOVER utilizzate per l'analisi dell'uso del suolo, nella terza colonna sono evidenziate le categorie aggiunte alla classificazione ufficiale.

Le carte di uso del suolo sono state realizzate tramite i seguenti passaggi:

- digitalizzazione delle particelle a partire dalle ortofotocarte forniteci dalla Provincia di Pisa (anno 2000 – risoluzione ad 1 m) e prima attribuzione del codice CORINE sulla base dell'ortofotocarta (Figura 10.1);
- sopralluoghi sul campo, particella per particella, per la conferma o la variazione del codice CORINE attribuito e per la modifica di quelle particelle che non risultavano corrette (in particolare siepi, estensione di boschi, ecc.) rispetto ai dati delle ortofotocarte.

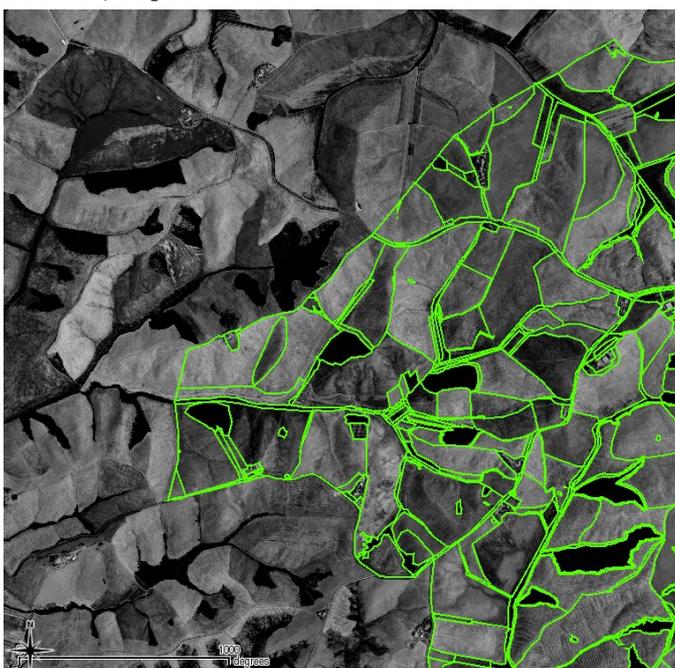


Figura 10.1: Esempio di digitalizzazione delle particelle sulla base della ortofotocarta.

L'analisi dell'uso del suolo è stata svolta nell'inverno del 2004 (per una analisi delle aree di studio precedente alla ricerca e non riportata in questo capitolo) e nelle primavere degli anni 2005, 2006 e 2007.

Quando sono riportati codici CORINE di livello superiore rispetto a quello dell'analisi che si sta utilizzando, tali categorie sono da considerarsi come comprensive di tutti gli usi del suolo che non rientrano della classificazione più dettagliata; per esempio, quando siano presenti le categorie 14, 142 e 143, nella classe 14 sono considerate tutte le particelle che fanno parte del codice 14 ma che non rientrano nelle sottocategorie previste 142 e 143.

Sulla base dell'uso del suolo al VI livello CORINE e tramite il modulo geografico r.li di GRASS (Pallecchi et al. 2007), abbiamo calcolato le mappe di diversità ambientale usando l'indice di Shannon, con risoluzione a 5 m. Tale indice è stato calcolato escludendo le aree urbane (tutti i codici ricadenti nella sovracategoria 1) al fine di non valutare come diversità ambientale il mosaico di strutture dato da strade, abitazioni, aree industriali e altri elementi di origine antropica. Il valore dell'indice di Shannon per i vari punti della mappa è stato calcolato tramite una finestra mobile di 500 m x 500 m, al fine di descrivere un'area comparabile con l'ordine di grandezza dell'estensione della CORE AREA dell'home range delle nostre fagiane. La mappa è stata elaborata con un margine di ca. 200 metri esterno ai confini delle aree di studio, escludendo successivamente tale margine nel quale risultava una variabilità bassissima, falsata dalla mancanza di dati esterni alle aree di studio.

10.2.2 Analisi statistica e geografica

Per ogni fix, tramite sovrapposizione geografica con le mappe di uso del suolo, abbiamo rilevato l'ambiente in cui la fagiana era stata localizzata. Per una prima indagine esplorativa abbiamo analizzato la frequenza con cui i fix erano localizzati nei diversi ambienti, tramite χ^2 .

L'analisi degli ambienti utilizzati, in rapporto alla loro disponibilità nelle aree di studio è stata effettuata tramite il test di Bonferroni (Neu, Byers, e Peek 1974; Byers, Steinhorst, e Krausman 1984). Questo test confronta la disponibilità ambientale, come proporzione di territorio presente nell'area di studio, con la proporzione di fix che ricadono nei singoli ambienti. Permette quindi di valutare se un dato ambiente sia utilizzato in ragione della propria disponibilità (quindi non selezionato attivamente) oppure in misura minore (essendo quindi evitato dagli animali) o, infine, in misura maggiore (dimostrando quindi una preferenza attiva).

Per l'analisi al VI livello CORINE abbiamo usato come limite geografico i confini delle aree di studio. Per l'analisi al III livello abbiamo invece calcolato il minimo poligono convesso dato da tutti i fix di ogni anno, con un buffer esterno di 100 m così da ottenere un'area che li comprendesse tutti e potesse essere quindi usata come area di riferimento.

Per approfondire ulteriormente l'analisi delle preferenze ambientali (tenendo conto dell'ambiente circostante alla localizzazione delle fagiane) abbiamo fatto un'analisi di tipo geografico. Per ogni fix, tramite i software QGIS e GRASS, abbiamo calcolato alcuni parametri fisici (altitudine, pendenza ed esposizione), le distanze euclidee dai differenti usi del suolo e, come parametro di diversità ambientale il valore dell'indice di Shannon. Come dati per i parametri fisici abbiamo usato le mappe della Regione Toscana con risoluzione di 10 metri.

Come campione di controllo abbiamo creato, tramite il modulo *spatial* di R (Venables e Ripley 2002), un numero di punti random uguale al numero di fix disponibili per ogni area di studio e di anno. Le aree geografiche prese come confine per la creazione dei punti random sono i confini delle aree di studio (o dell'area di riferimento per l'analisi al III livello CORINE landcover).

I fix sono stati divisi in due gruppi; uno (costituito da quelli con id pari e d'ora in avanti indicato semplicemente come fix) usato per l'analisi e la costruzione di un modello probabilistico di scelta dell'habitat; l'altro (costituito dai fix con id dispari e d'ora in avanti indicato come fix di verifica) usato per la verifica delle capacità predittive del modello elaborato.

Le distribuzioni dei parametri misurati per i fix e per i punti random sono state analizzate con il test di Shapiro. Tramite statistiche univariate non parametriche abbiamo valutato le differenze tra fix e punti random. Il test di Wilcoxon è stato usato per il confronto delle mediane e quello di Kolmogorov Smirnov per il confronto delle distribuzioni. Per effettuare un'analisi conservativa abbiamo escluso i parametri che non erano significativamente diversi in almeno uno dei due test. Le variabili sono state poi confrontate tra di loro tramite il test di correlazione di Pearson. Sulla base di questo, integrando la scelta con criteri di tipo ecologico, abbiamo escluso la maggior parte dei parametri che mostravano un livello di correlazione superiore all'80% con altri. Con le variabili risultanti dai passaggi precedenti, abbiamo effettuato una regressione logistica stepwise al fine di ottenere una funzione probabilistica con AIC (Akaike Information Criterion) più basso possibile (Akaike 1974).

I risultati del modello probabilistico elaborato sono stati verificati tramite un grafico ROC (Receiver Operating Characteristic; Sing et al. 2005) che mostra la curva del tasso di veri positivi stimati dalla funzione in relazione al tasso di falsi positivi, confrontando i fix con i punti random. Il test statistico di verifica applicato all'area sottesa dalla curva (auc) del ROC è il Wilcoxon/Mann-Whitney (Hanley e McNeil 1982); il valore di auc riportato è uguale a quello del test di Wilcoxon-Mann Whitney: un'area del 50% corrisponde ad una predittività nulla, un'area del 100% corrisponde invece ad una previsione perfetta.

Un'ulteriore verifica, di tipo visivo, è stata inoltre fatta sovrapponendo i fix di verifica sulle mappe di probabilità elaborate in base alle funzioni probabilistiche.

10.3 Risultati

10.3.1 Uso del suolo

L'area LN si conferma in tutti e tre gli anni come caratterizzata, quasi esclusivamente, da aree coltivate (sovracategoria 2), con una discreta variabilità di colture (Figure 10.2 e 10.3; Tabelle 10.2-10.4).

L'area VV è caratterizzata anch'essa da una predominanza di ambienti coltivati (con un livello di variabilità minore rispetto a LN) ma ha anche ambienti boschivi e arbustati (sovracategoria 3; Figure 10.2 e 10.4; Tabelle 10.2-10.4).

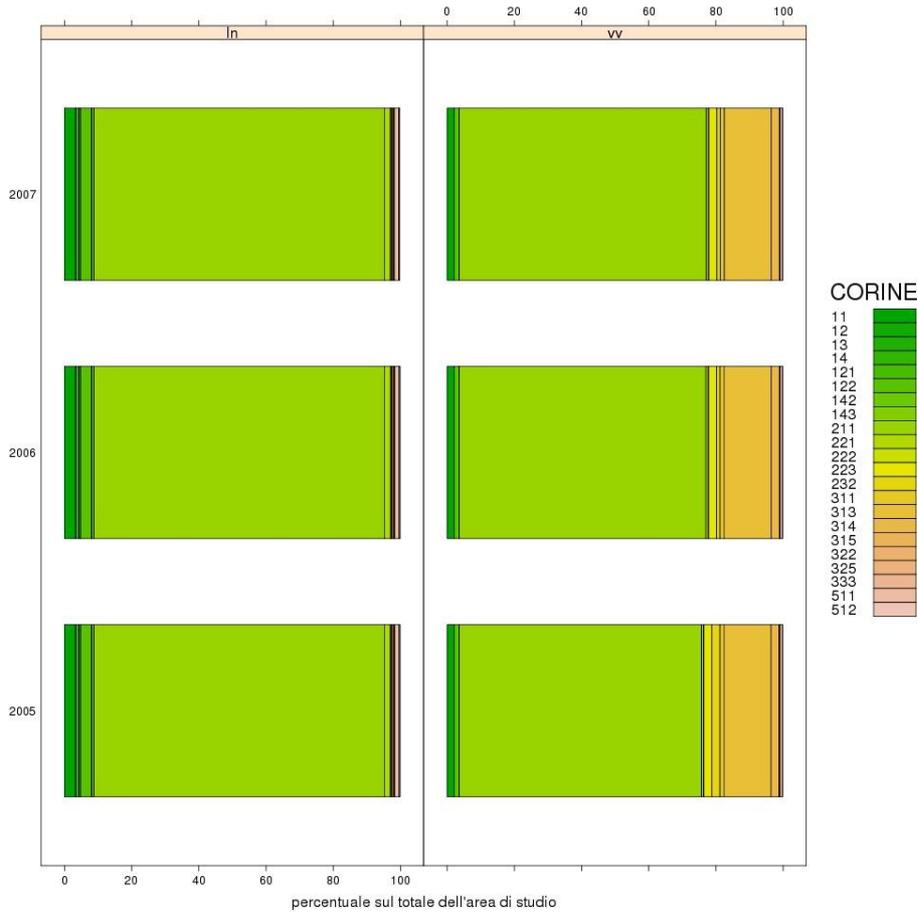
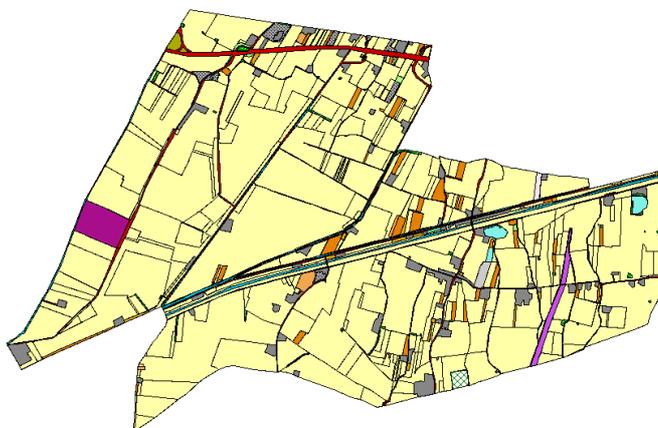
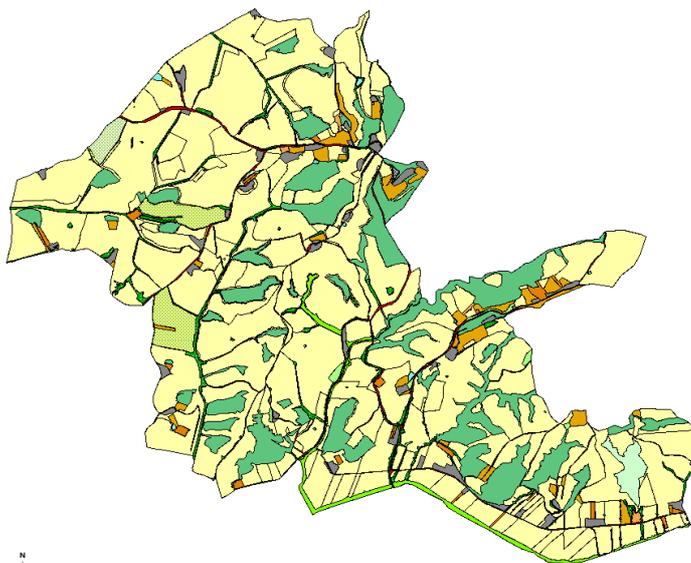


Figura 10.2: Composizione percentuale degli usi del suolo al III livello CORINE landcover nelle due aree di studio, confrontate tra anni.



© OGIS 2009

Figura 10.3: Uso del suolo primaverile - III livello CORINE - anno 2005 - area di studio LN. Per la legenda di colori si veda la Figura 10.5.



© OGIS 2009

Figura 10.4: Uso del suolo primaverile - III livello CORINE - anno 2005 - area di studio VV. Per la legenda di colori si veda la Figura 10.5.

CORINE landcover - III livello

	11 zone urbanizzate
	12 zone industriali, commerciali e reti di comunicazione
	121 aree industriali o commerciali
	122 reti stradali e ferroviarie e spazi accessori
	13 zone estrattive, discariche e cantieri
	14 zone verdi artificiali non agricole
	142 aree sportive o ricreative
	143 aree recintate (no mesomammiferi)
	211 seminativi in aree non irrigue
	221 vigneti
	222 frutteti o frutti minori
	223 oliveti
	232 prati-pascoli
	311 boschi di latifoglie
	313 boschi misti
	314 siepi
	315 rimboschimenti
	322 brughiere e cespuglieti
	325 prode erbose
	333 calanchi
	511 corsi d'acqua, canali e idrovie
	512 bacini d'acqua

Figura 10.5: *Legenda di colori usata per il III livello CORINE landcover. La colorazione segue quella ufficiale CORINE - European Environment Agency (<http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=1007>) integrata da colori con tratteggi per le categorie aggiunte da noi.*

codice	legenda	zona		LN		VV	
		area (ha)	%	area (ha)	%	area (ha)	%
11	zone urbanizzate	38.8	3.3	28.8	2.1		
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	1.7	0.1	-	-		
121	aree industriali o commerciali	4.7	0.4	-	-		
1221	strada asfaltata e banchina adiacente	20.7	1.8	11.6	0.8		
1222	strada sterrata e banchina adiacente	17.9	1.5	9.8	0.7		
13	zone estrattive, discariche e cantieri	10.9	0.9	-	-		
14	zone verdi artificiali non agricole	1.4	0.1	-	-		
142	aree sportive o ricreative	1.1	0.1	-	-		
143	aree recintate (no mesomammiferi)	6.6	0.6	0.4	<0.1		
211	seminativi in aree non irrigue	28.2	2.4	1.4	0.1		
2111	vivai e colture protette	35.2	3	-	-		
2112	cereali autunno-vernini	381.7	32.7	486	35.1		
21131	mais	26.2	2.2	4.7	0.3		
21133	girasole	48.5	4.2	9.7	0.7		
2114	barbabietola da zucchero	185.6	15.9	-	-		
21153	miglioramenti - prato	7.4	0.6	-	-		
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	4.6	0.4	2.1	0.2		
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	10.4	0.9	15.6	1.1		
21161	prato da vicenda	149.3	12.8	271.4	19.6		
21162	favino	13.8	1.2	112.2	8.1		
21163	pisello	32.2	2.8	-	-		
2118	incolto permanente	35.5	3	3.5	0.3		
2119	terreno a riposo	48.6	4.2	91.4	6.6		
2211	vigneti tradizionali	21.2	1.8	8.7	0.6		
222	frutteti o frutti minori	3	0.3	1.9	0.1		
223	oliveti	3.7	0.3	32.6	2.4		
232	prati-pascoli	-	-	32.7	2.4		
3114	boschi ripariali	-	-	16.7	1.2		
313	boschi misti	0.5	<0.1	194.4	14		
314	siepi	4.6	0.4	32.9	2.4		
315	rimboschimento	2	0.2	0.2	<0.1		
322	brughiere e cespuglieti	0.9	0.1	3.5	0.3		
325	prode erbose	0.1	<0.1	0.2	<0.1		
333	calanco	-	-	9.5	0.7		
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	15.5	1.3	0.6	<0.1		
512	bacini d'acqua	3.8	0.3	1.5	0.1		

Tabella 10.2: Usi del suolo - VI livello CORINE - nella primavera del 2005.

codice	legenda	zona		LN		VV	
		area (ha)	%	area (ha)	%	area (ha)	%
11	zone urbanizzate	38.8	3.3	29	2.1		
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	1.7	0.1	-	-		
121	aree industriali o commerciali	4.7	0.4	-	-		
1221	strada asfaltata e banchina adiacente	20.7	1.8	11.6	0.8		
1222	strada sterrata e banchina adiacente	17.9	1.5	9.8	0.7		
13	zone estrattive, discariche e cantieri	10.9	0.9	-	-		
14	zone verdi artificiali non agricole	1.4	0.1	-	-		
142	aree sportive o ricreative	1.1	0.1	-	-		
143	aree recintate (no mesomammiferi)	6.9	0.6	0.4	0		
211	seminativi in aree non irrigue	30.8	2.6	30	2.2		
2111	vivai e colture protette	15.4	1.3	0.8	0.1		
2112	cereali autunno-vernini	432.5	37.1	451.2	32.6		
21131	mais	46.1	4	-	-		
21133	girasole	149.4	12.8	8.9	0.6		
21153	miglioramenti - prato	3.2	0.3	-	-		
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	12	1	9.9	0.7		
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	14.4	1.2	20.2	1.5		
2116	leguminose	1.1	0.1	-	-		
21161	prato da vicenda	178.6	15.3	253.1	18.3		
21162	favino	17.6	1.5	115.2	8.3		
21163	pisello	11.5	1	-	-		
21164	fagiolo	5.1	0.4	-	-		
21171	residui colturali di colture autunno-vernine	-	-	15.7	1.1		
21172	residui colturali di colture primaverile-estive	-	-	2.3	0.2		
2118	incolto permanente	35.7	3.1	2.3	0.2		
2119	terreno a riposo	51.7	4.4	106.8	7.7		
2211	vigneti tradizionali	21.6	1.9	9	0.7		
222	frutteti o frutti minori	2.4	0.2	1.9	0.1		
223	oliveti	3.7	0.3	32.6	2.4		
232	prati-pascoli	-	-	13.7	1		
3114	boschi ripariali	-	-	16.7	1.2		
313	boschi misti	0.5	<0.1	194.5	14.1		
314	siepi	4.6	0.4	33.2	2.4		
315	rimboschimento	2	0.2	0.2	<0.1		
322	brughiere e cespuglieti	0.9	0.1	3.4	0.2		
325	prode erbose	0.1	<0.1	0.2	<0.1		
333	calanco	-	-	9.5	0.7		
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	15.7	1.3	0.6	<0.1		
512	bacini d'acqua	3.8	0.3	1.4	0.1		

Tabella 10.3: Usi del suolo - VI livello CORINE - nella primavera del 2006.

zona		LN		VV	
		area (ha)	%	area (ha)	%
codice	legenda				
11	zone urbanizzate	39	3.3	29	2.1
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	1.7	0.1	-	-
121	aree industriali o commerciali	4.7	0.4	-	-
1221	strada asfaltata e banchina adiacente	20.7	1.8	11.6	0.8
1222	strada sterrata e banchina adiacente	17.9	1.5	9.8	0.7
13	zone estrattive, discariche e cantieri	10.9	0.9	-	-
14	zone verdi artificiali non agricole	1.4	0.1	-	-
142	aree sportive o ricreative	1.1	0.1	-	-
143	aree recintate (no mesomammiferi)	6.7	0.6	0.4	0
211	seminativi in aree non irrigue	15.5	1.3	25.7	1.9
2111	vivai e colture protette	14.3	1.2	1.9	0.1
2112	cereali autunno-vernini	445.4	38.2	342.2	24.7
21131	mais	47.9	4.1	-	-
21133	girasole	181.4	15.6	19.3	1.4
21153	miglioramenti - prato	0.5	<0.1	-	-
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	3.1	0.3	10.1	0.7
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	14.6	1.3	16.1	1.2
211583	miglioramenti - mantenimento coltura a perdere autunnale	2	0.2	3	0.2
211584	miglioramenti - mantenimento coltura a perdere primaverile	7.3	0.6	7.9	0.6
2116	leguminose	7.7	0.7	-	-
21161	prato da vicenda	145.7	12.5	313.2	22.6
21162	favino	31.4	2.7	128.9	9.3
21163	pisello	1.1	0.1	-	-
21171	residui colturali di colture autunno-vernine	-	-	15.7	1.1
21172	residui colturali di colture primaverile-estive	-	-	0.1	<0.1
2118	incolto permanente	35.9	3.1	2.3	0.2
2119	terreno a riposo	51.5	4.4	130.6	9.4
2211	vigneti tradizionali	21	1.8	9.1	0.7
222	frutteti o frutti minori	2.3	0.2	1.9	0.1
223	oliveti	3.9	0.3	33	2.4
232	prati-pascoli	-	-	13.2	1
3114	boschi ripariali	-	-	17.1	1.2
313	boschi misti	0.5	<0.1	193.8	14
314	siepi	4.5	0.4	33.3	2.4
315	rimboschimento	2	0.2	0.2	0
322	brughiere e cespuglieti	0.9	0.1	3.4	0.2
325	prode erbose	0.1	<0.1	-	-
333	calanco	-	-	9.5	0.7
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	15.6	1.3	0.6	<0.1
512	bacini d'acqua	3.8	0.3	1.4	0.1

Tabella 10.4: Usi del suolo - VI livello CORINE - nella primavera del 2007.

Nelle figure 10.6 e 10.7 sono riportate, come esempio, le mappe dell'indice di Shannon calcolato nelle due aree di studio, per l'anno 2005.

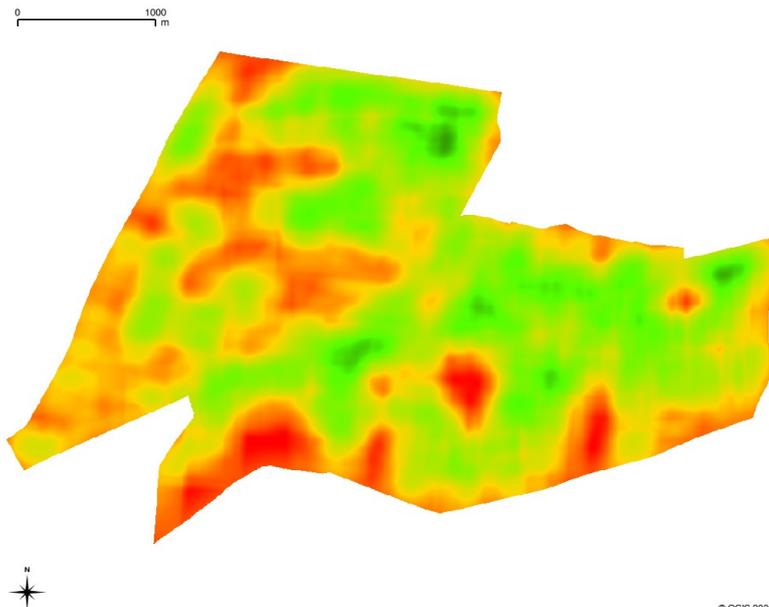


Figura 10.6: Mappa dell'indice di Shannon – LN – anno 2005. La colorazione va dal rosso (variabilità ambientale bassa; indice = 0) al verde (variabilità ambientale alta; indice = 1).

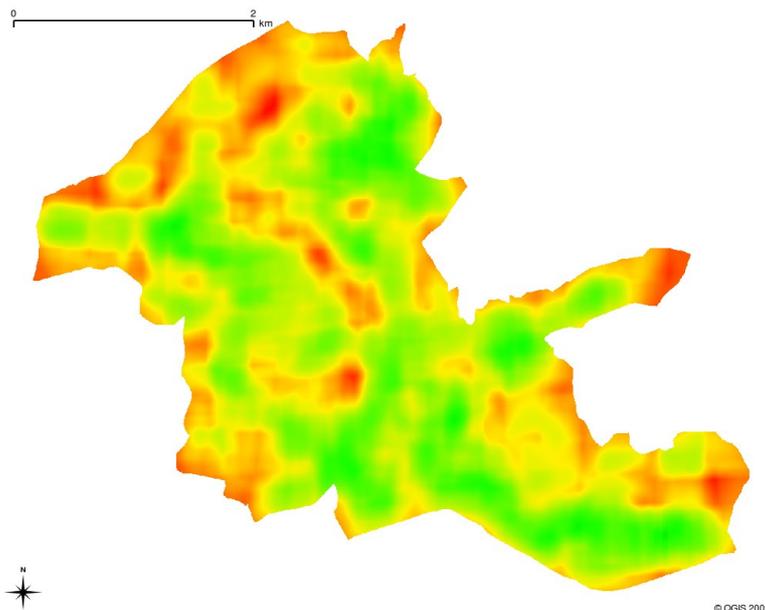


Figura 10.7: Mappa dell'indice di Shannon – VV – anno 2005. La colorazione va dal rosso (variabilità ambientale bassa; indice = 0) al verde (variabilità ambientale alta; indice = 1).

10.3.2 Uso dell'ambiente da parte delle fagiane

La maggior parte delle localizzazioni sono nei seminativi (211) e nei boschi misti (313; Figura 10.8).

La frequenza dei fix nei diversi ambienti risulta statisticamente diversa tra le due aree di studio ($\chi^2 = 417.1$, $df = 15$, $P < 0.001^{***}$; Figure 10.9 e 10.10). Una differenza altamente significativa si riscontra anche suddividendo tra i due anni ($\chi^2 = 78.8$, $df = 15$, $P < 0.001^{***}$; Figure 10.11 e 10.12).

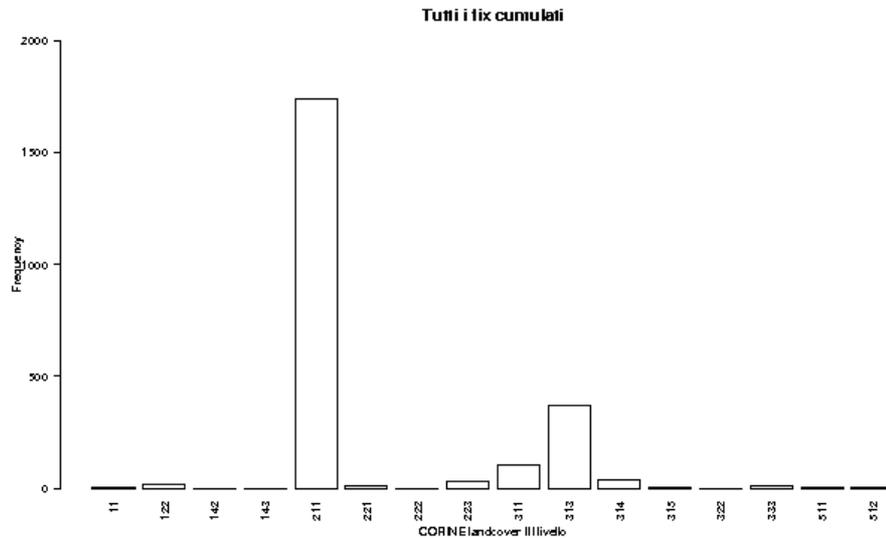


Figura 10.8: Frequenze di localizzazione delle fagiane nei differenti ambienti (tutti gli anni insieme ed entrambe le aree di studio).

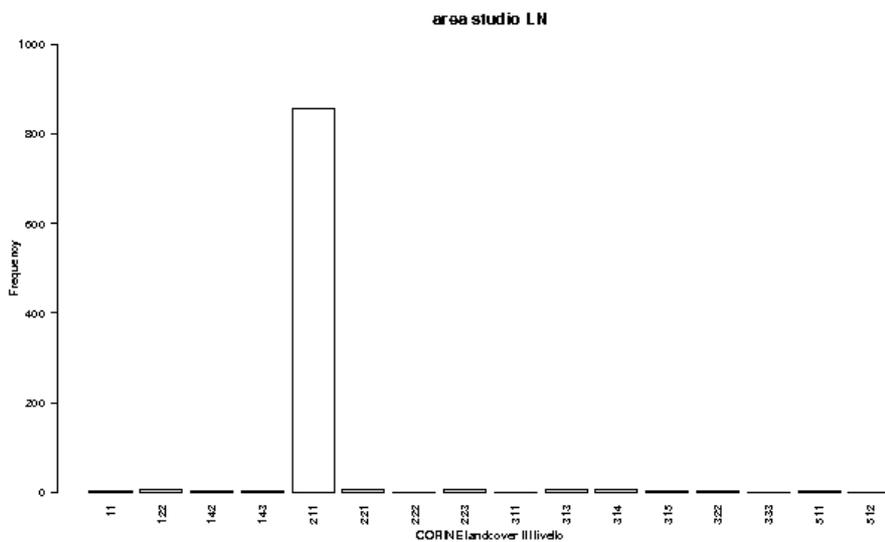


Figura 10.9: Frequenze di localizzazione delle fagiane nei differenti ambienti (area di studio LN).

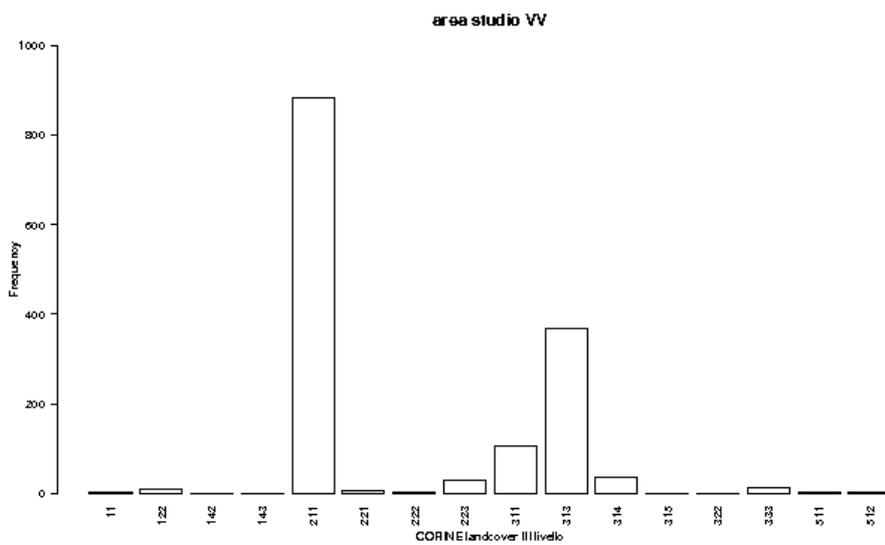


Figura 10.10: Frequenze di localizzazione delle fagiane nei differenti ambienti (area di studio VV).

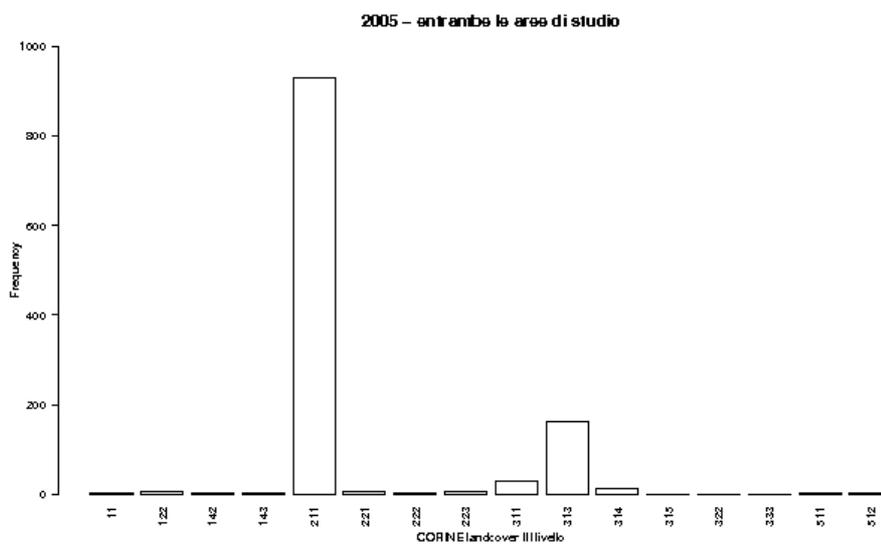


Figura 10.11: Frequenze di localizzazione delle fagiane nei differenti ambienti (anno 2005).

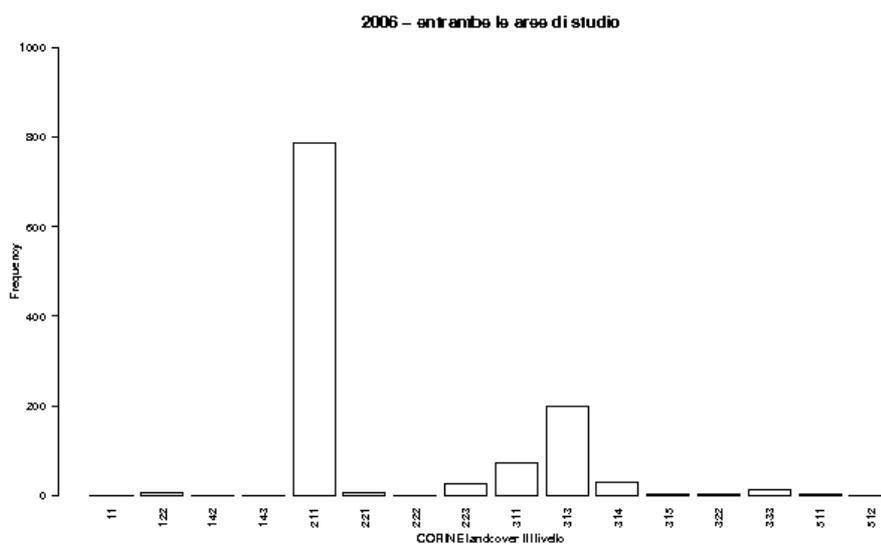


Figura 10.12: Frequenze di localizzazione delle fagiane nei differenti ambienti (anno 2006).

Date le differenze emerse tra anni e tra aree di studio, abbiamo analizzato le preferenze ambientali del fagiano tenendo separati i dati a livello temporale e spaziale.

10.3.2.1 Uso rispetto alla disponibilità ambientale

Come descritto meglio nel paragrafo dei materiali e metodi sono state fatte due analisi con il test di Bonferroni (Neu, Byers, e Peek 1974; Byers, Steinhorst, e Krausman 1984), una comprendente tutti gli animali con un livello di analisi dell'uso del suolo più generale (III livello CORINE) e una con un livello di dettaglio maggiore (VI livello CORINE).

III LIVELLO CORINE LANDCOVER

L'ambiente che risulta sempre preferito e selezionato positivamente a LN è quello dei seminativi (Tabella 10.5; Figure 10.13 e 10.14). A VV le fagiane preferiscono nettamente i boschi misti; nel secondo anno si nota inoltre una preferenza per le siepi (Tabella 10.6; Figure 10.15-10.17).

A LN le fagiane evitano le aree urbanizzate, probabilmente a causa del disturbo antropico e gli ambienti acquatici, che ovviamente non sono utilizzabili per la specie. Evitano inoltre vigneti, frutteti, oliveti e boschi misti. Prode erbose e cespuglieti, anch'essi evitati, sono di scarsa rilevanza in quanto presenti nell'area di studio con superfici inferiori allo 0.5%).

Anche a VV risultano evitati gli ambienti urbanizzati e quelli acquatici. È da notare come i seminativi siano evitati (per quanto le localizzazioni, come visto precedentemente, siano per la maggior parte proprio in questo ambiente). Altri ambienti evitati sono gli oliveti, i prati-pascoli, i boschi di latifoglie (che in quest'area sono rappresentati da boschi ripariali) e i calanchi (una sola area anche se estesa). I rimboschimenti, i cespuglieti, le prode erbose e i frutteti, anch'essi evitati, sono di scarsa rilevanza in quanto presenti nell'area di studio con superfici inferiori allo 0.5%).

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
11	zone urbanizzate	2.83	0.18	-0.36	0.73	e	3	<0.01	<0.01	<0.01	e
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	0.2	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	e
121	aree industriali o commerciali	0.23	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.49	<0.01	<0.01	<0.01	e
122	reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	2.83	0.74	-0.35	1.82	e	2.34	0.57	-0.62	1.77	e
142	aree sportive o ricreative	0.12	0.18	-0.36	0.73	-	0.12	<0.01	<0.01	<0.01	e
143	aree recintate	0.21	0.18	-0.36	0.73	-	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	e
211	seminativi in aree non irrigue	88.39	96.69	94.42	98.95	p	88.76	95.69	92.48	98.9	p
221	vigneti	2.13	0.18	-0.36	0.73	e	2.06	1.72	-0.33	3.78	-
222	frutteti o frutti minori	0.29	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	e
223	oliveti	0.37	0.74	-0.35	1.82	-	0.27	<0.01	<0.01	<0.01	e
313	boschi misti	0.06	0.74	-0.35	1.82	-	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	e
314	siepi	0.28	0.18	-0.36	0.73	-	0.29	0.86	-0.6	2.32	-
315	prode erbose	-	-	-	-	-	0.22	0.86	-0.6	2.32	-
322	brughiere e cespuglieti	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.02	0.29	-0.56	1.13	-
325	prode erbose	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	e	-	-	-	-	-
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	1.55	0.18	-0.36	0.73	e	1.43	<0.01	<0.01	<0.01	e
512	bacini d'acqua	0.44	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.38	<0.01	<0.01	<0.01	e

Tabella 10.5: Risultati del test di Bonferroni per l'area di studio LN (e = ambiente evitato; p = ambiente preferito).

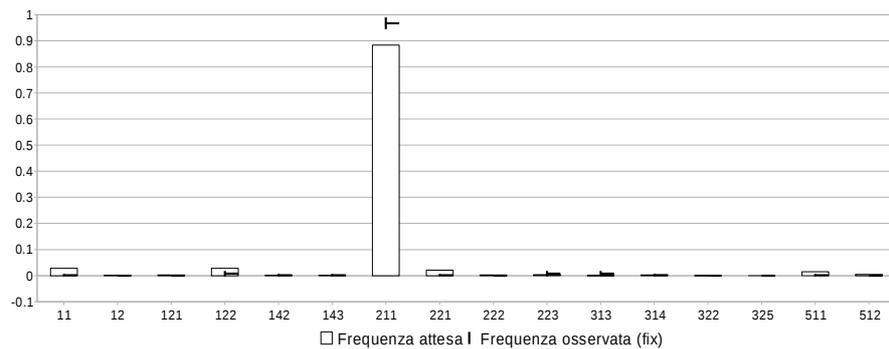


Figura 10.13: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area LN – anno 2005.

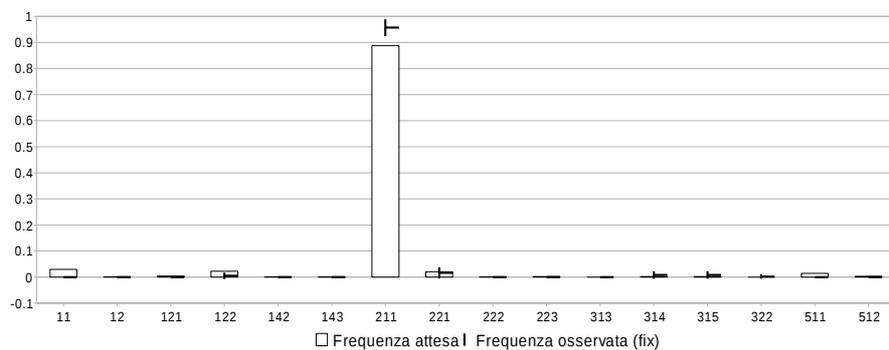


Figura 10.14: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area LN – anno 2006.

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
11	zone urbanizzate	1.22	0.16	-0.32	0.64	e	1.81	0	0	0	e
122	reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	0.72	0.49	-0.35	1.32	-	1.2	0.63	-0.2	1.46	-
143	aree recintate	0.01	0	0	0	e	0.03	0	0	0	e
211	seminativi in aree non irrigue	77.2	65.69	60.01	71.37	e	68.24	57.05	51.84	62.27	e
221	vigneti	0.21	0.49	-0.35	1.32	-	0.41	0.13	-0.25	0.5	-
222	frutteti o frutti minori	0.07	0.16	-0.32	0.64	-	0.14	0	0	0	e
223	oliveti	1.14	0.33	-0.36	1.01	e	2.17	3.27	1.4	5.15	-
232	prati-pascoli	0.8	0	0	0	e	0.04	0	0	0	e
311	boschi di latifoglie	11.07	4.55	2.06	7.05	e	12.31	9.19	6.15	12.24	e
313	boschi misti	5.82	25.85	20.61	31.09	p	10.98	24.81	20.26	29.36	p
314	siepi	0.66	1.79	0.2	3.37	-	1.24	3.27	1.4	5.15	p
315	rimboschimento	0.01	0	0	0	e	0.01	0	0	0	e
322	brughiere e cespuglieti	0.12	0	0	0	e	0.25	0	0	0	e
325	prode erbose	0.01	0	0	0	e	0.01	0	0	0	e
333	calanco	0.4	0	0	0	e	0.71	1.51	0.23	2.8	-
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	0.19	0.16	-0.32	0.64	-	0.25	0.13	-0.25	0.5	-
512	bacini d'acqua	0.34	0.33	-0.36	1.01	-	0.21	0	0	0	e

Tabella 10.6: Risultati del test di Bonferroni per l'area di studio VV (e = ambiente evitato; p = ambiente preferito).

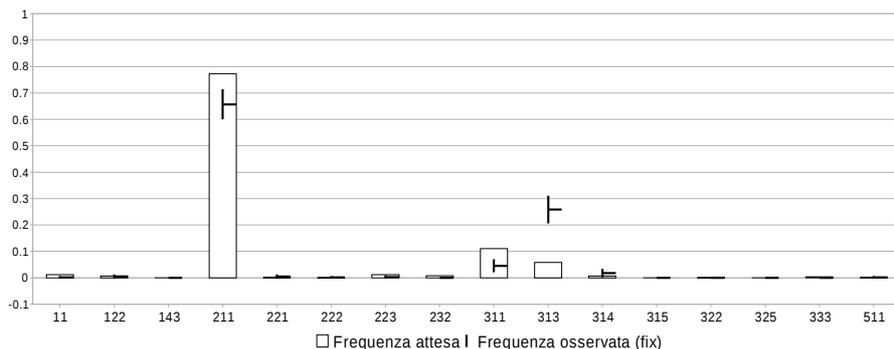


Figura 10.15: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area VV – anno 2005.

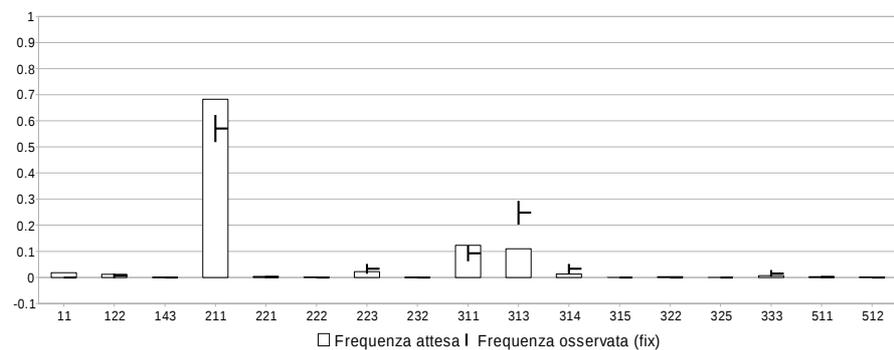


Figura 10.16: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area VV – anno 2006.

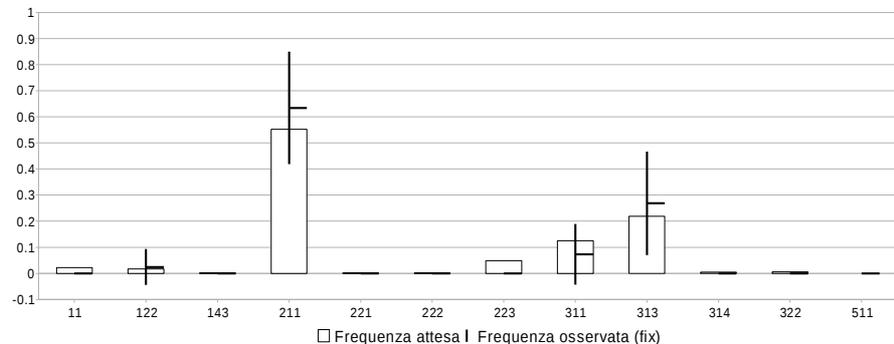


Figura 10.17: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area VV – anno 2007.

VI LIVELLO CORINE LANDCOVER

L'analisi approfondita al VI livello CORINE discrimina meglio le preferenze all'interno delle categorie evidenziate al III livello.

Nella zona di LN si nota infatti come, all'interno della categoria dei seminativi, la preferenza sia a carico dei cereali autunno-vernini, e (almeno per il 2005) dei prati da vicenda e degli incolti permanenti. In questi ambienti probabilmente le fagiane trovano rifugio e fonti di alimentazione. Evitano invece i vivai, i campi di leguminose, di barbabietole, di girasole e di mais; in generale le colture sarchiate, caratterizzate da vegetazione alta ma con spazi privi di vegetazione tra una fila e l'altra. Le colture come il mais e il girasole inoltre sono a semina primaverile per cui, nel periodo primaverile-estivo a cui si riferisce questo studio, non sono ancora disponibili come fonte di cibo. Le fagiane di LN evitano inoltre i terreni a riposo (Tabella 10.7; Figure 10.18 e 10.19).

Nella zona di VV si conferma la preferenza netta per i boschi misti e si evidenzia come le fagiane evitino invece gli altri ambienti boschivi e arbustivi presenti. Si conferma il fatto che le fagiane evitino tutti i seminativi, sia autunnali che primaverili, sia sarchiati che non. (Tabella 10.8; Figure 10.20 e 10.21). Gli unici seminativi ricercati sono le colture a perdere autunnali appositamente realizzate per la specie nell'ambito del progetto di miglioramento ambientale delle ZRC (Figura 10.22). A questo proposito si nota come non ci sia una selezione delle colture a perdere di tipo primaverile; questo dato è probabilmente da imputare al fatto che tali colture, nel periodo dell'anno selezionato per questa analisi (primavera-estate), erano state da poco seminate e sarebbero divenute disponibili come siti di rifugio e di alimentazione solo in autunno-inverno.

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
11	zone urbanizzate	3.44	0.2	-0.43	0.83	e	3.44	<0.01	<0.01	<0.01	e
12	zone industriali, commerciali e reti di comunicazione	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	e
121	aree industriali o commerciali	0.41	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.41	<0.01	<0.01	<0.01	e
13	zone estrattive, discariche e cantieri	0.97	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.97	<0.01	<0.01	<0.01	e
14	zone verdi artificiali non agricole	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	e
142	aree sportive o ricreative	0.09	0.2	-0.43	0.83	-	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	e
143	aree recintate (no mesomammiferi)	0.59	0.2	-0.43	0.83	-	0.61	<0.01	<0.01	<0.01	e

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
211	seminativi in aree non irrigue	2.5	1.19	-0.33	2.72	-	2.73	1.74	-0.98	4.46	-
2111	vivai e colture protette	3.12	0.99	-0.4	2.39	e	1.36	1.3	-1.06	3.67	-
2112	cereali autunno-vernini	33.84	44.14	37.15	51.12	p	38.35	53.48	43.1	63.86	p
21131	mais	2.32	3.38	0.84	5.92	-	4.09	1.3	-1.06	3.67	e
21133	girasole	4.3	0.8	-0.45	2.05	e	13.24	6.96	1.66	12.25	e
2114	barbabietola da zucchero	16.45	7.95	4.15	11.76	e	-	-	-	-	-
21153	miglioramenti - prato	0.65	0.6	-0.49	1.68	-	0.29	0.87	-1.06	2.8	-
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	0.41	0.99	-0.4	2.39	-	1.07	1.3	-1.06	3.67	-
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	0.92	1.39	-0.26	3.04	-	1.28	5.22	0.59	9.85	-
2116	leguminose	-	-	-	-	-	0.1	<0.01	<0.01	<0.01	e
21161	prato da vicenda	13.24	18.89	13.38	24.39	p	15.83	15.65	8.09	23.21	-
21162	favino	1.22	1.59	-0.17	3.35	-	1.56	0.43	-0.93	1.8	-
21163	pisello	2.86	1.99	0.02	3.95	-	1.02	0.87	-1.06	2.8	-
21164	fagiolo	-	-	-	-	-	0.46	<0.01	<0.01	<0.01	e
2118	incolto permanente	3.15	13.72	8.88	18.56	p	3.17	6.96	1.66	12.25	-
2119	terreno a riposo	4.31	0.2	-0.43	0.83	e	4.58	1.3	-1.06	3.67	e
2211	vigneti tradizionali	1.88	0.2	-0.43	0.83	e	1.92	1.3	-1.06	3.67	-
222	frutteti o frutti minori	0.27	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.21	<0.01	<0.01	<0.01	e
223	oliveti	0.33	0.2	-0.43	0.83	-	0.33	<0.01	<0.01	<0.01	e
313	boschi misti	0.04	0.8	-0.45	2.05	-	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	e
314	siepi	0.4	0.2	-0.43	0.83	-	0.4	1.3	-1.06	3.67	-
315	rimboschimento	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	e
322	brughiere e cespuglieti	0.08	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.08	<0.01	<0.01	<0.01	e
325	prode erbose	0.01	0	0	0	e	0.01	0	0	0	e

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiato	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiato
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	1.38	0.2	-0.43	0.83	e	1.39	0	0	0	e
512	bacini d'acqua	0.34	0	0	0	e	0.34	0	0	0	e

Tabella 10.7: Risultati del test di Bonferroni per l'area di studio LN (VI livello) (e = ambiente evitato; p = ambiente preferito).

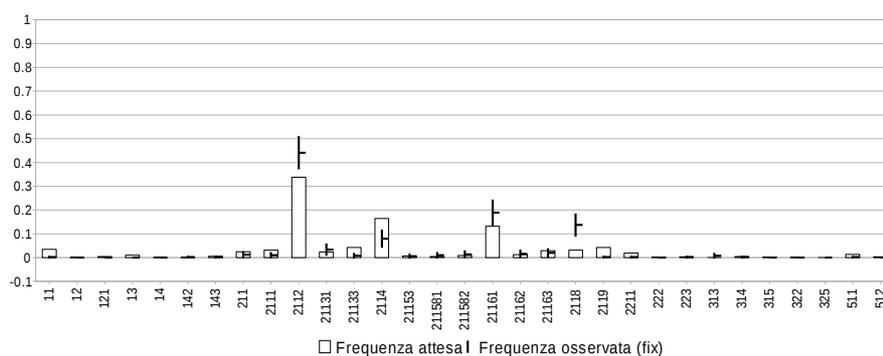


Figura 10.18: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area LN – anno 2005.

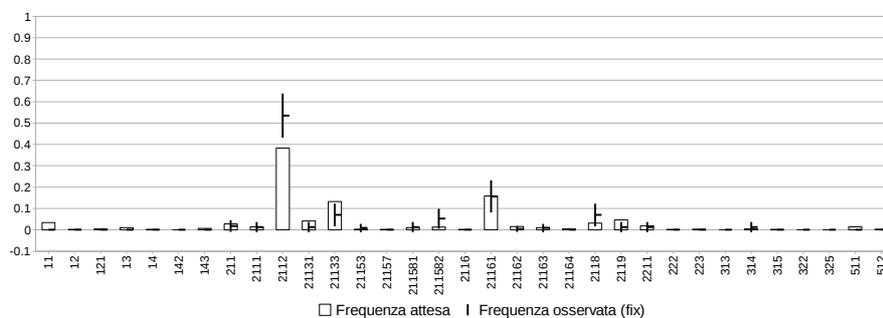


Figura 10.19: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area LN – anno 2006.

Codice CORINE	Ambiente	2005					2006				
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
11	zone urbanizzate	2.12	0.28	-0.58	1.13	e	2.13	<0.01	<0.01	<0.01	e
143	aree recintate (no mesomammiferi)	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	e
211	seminativi in aree non irrigue	0.1	<0.01	<0.01	<0.01	e	2.2	0.49	-0.59	1.58	e
2111	vivai e colture protette	-	-	-	-	-	0.06	0.25	-0.52	1.02	-
2112	cereali autunno-vernini	35.66	28.25	20.93	35.58	e	33.11	17.04	11.21	22.87	e
21131	mais	0.35	<0.01	<0.01	<0.01	e	-	-	-	-	-
21133	girasole	0.71	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.66	<0.01	<0.01	<0.01	e
211581	miglioramenti - coltura a perdere autunnale	0.16	1.39	-0.52	3.29	-	0.72	4.2	1.09	7.31	p
211582	miglioramenti - coltura a perdere primaverile	1.15	1.94	-0.3	4.18	-	1.48	2.22	-0.06	4.51	-
21161	prato da vicenda	19.92	21.61	14.91	28.3	-	18.58	14.57	9.1	20.04	-
21162	favino	8.24	4.71	1.26	8.15	e	8.46	13.58	8.27	18.89	-
21171	residui colturali di colture autunno-vernine	-	-	-	-	-	1.15	<0.01	<0.01	<0.01	e
21172	residui colturali di colture primaverile-estive	-	-	-	-	-	0.17	<0.01	<0.01	<0.01	e
2118	incolto permanente	0.26	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.17	<0.01	<0.01	<0.01	e
2119	terreno a riposo	6.71	5.82	2.01	9.62	-	7.84	5.68	2.09	9.27	-
2211	vigneti tradizionali	0.64	0.83	-0.65	2.31	-	0.66	<0.01	<0.01	<0.01	e
222	frutteti o frutti minori	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	e
223	oliveti	2.4	0.55	-0.65	1.76	e	2.39	4.94	1.58	8.3	-
232	prati-pascoli	2.4	<0.01	<0.01	<0.01	e	1.01	<0.01	<0.01	<0.01	e
3114	boschi ripariali	1.23	0.28	-0.58	1.13	e	1.23	0.99	-0.55	2.52	-
313	boschi misti	14.26	31.02	23.5	38.55	p	14.27	29.14	22.09	36.18	p
314	siepi	2.42	2.77	0.1	5.44	-	2.44	5.43	1.92	8.95	-
315	rimboschimento	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	e

Codice CORINE	Ambiente	2005				2006					
		Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano	Frequenza attesa	Frequenza osservata	Bonferroni minimo	Bonferroni massimo	Selezione fagiano
322	brughiere e cespuglieti	0.26	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.25	<0.01	<0.01	<0.01	e
325	prode erbose	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	e
333	calanco	0.69	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.7	1.48	-0.39	3.36	-
511	corsi d'acqua, canali e idrovie	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	e	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	e
512	bacini d'acqua	0.11	0.55	-0.65	1.76	-	0.1	<0.01	<0.01	<0.01	e

Tabella 10.8: Risultati del test di Bonferroni per l'area di studio VV (VI livello) (e = ambiente evitato; p = ambiente preferito)..

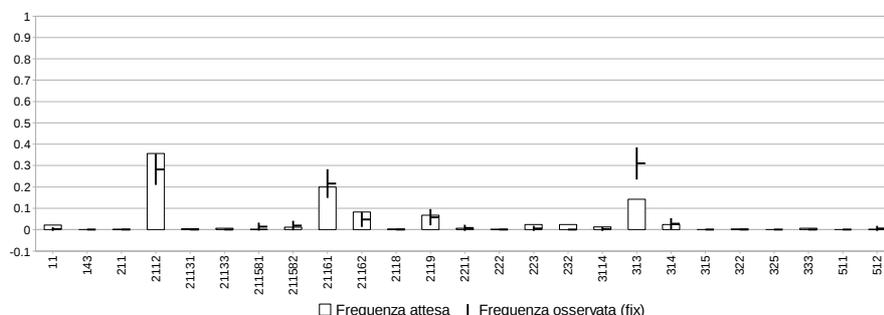


Figura 10.20: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area VV – anno 2005.

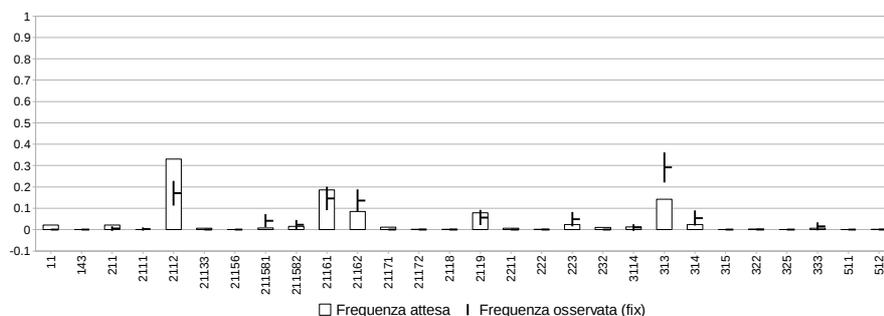


Figura 10.21: Confronto tra le frequenze attese e quelle osservate nell'area VV – anno 2006.



Figura 10.22: Strisce lungo il margine dei campi seminate come coltura a perdere per la fauna selvatica della Zona di Ripopolamento e Cattura di VV.

10.3.2.2 Analisi geografica

Anche nel caso dell'analisi geografica abbiamo approfondito lo studio delle preferenze ambientali al III livello CORINE con tutti i dati e al VI livello con un campione ridotto.

Le distribuzioni delle distanze e degli altri parametri misurati per questa analisi sono (sia nel caso dei fix che in quello dei punti random) distribuite in modo non normale ($P < 0.001$ per tutte le variabili, eccetto l'indice di Shannon nell'area di VV: $P = 0.02$ per i fix e $P = 0.09$ per i random; Figure 10.23-10.33). Questo è chiaramente dovuto al fatto che i differenti ambienti non siano distribuiti nelle aree di studio in modo omogeneo. Date queste distribuzioni abbiamo utilizzato una statistica non parametrica laddove possibile.

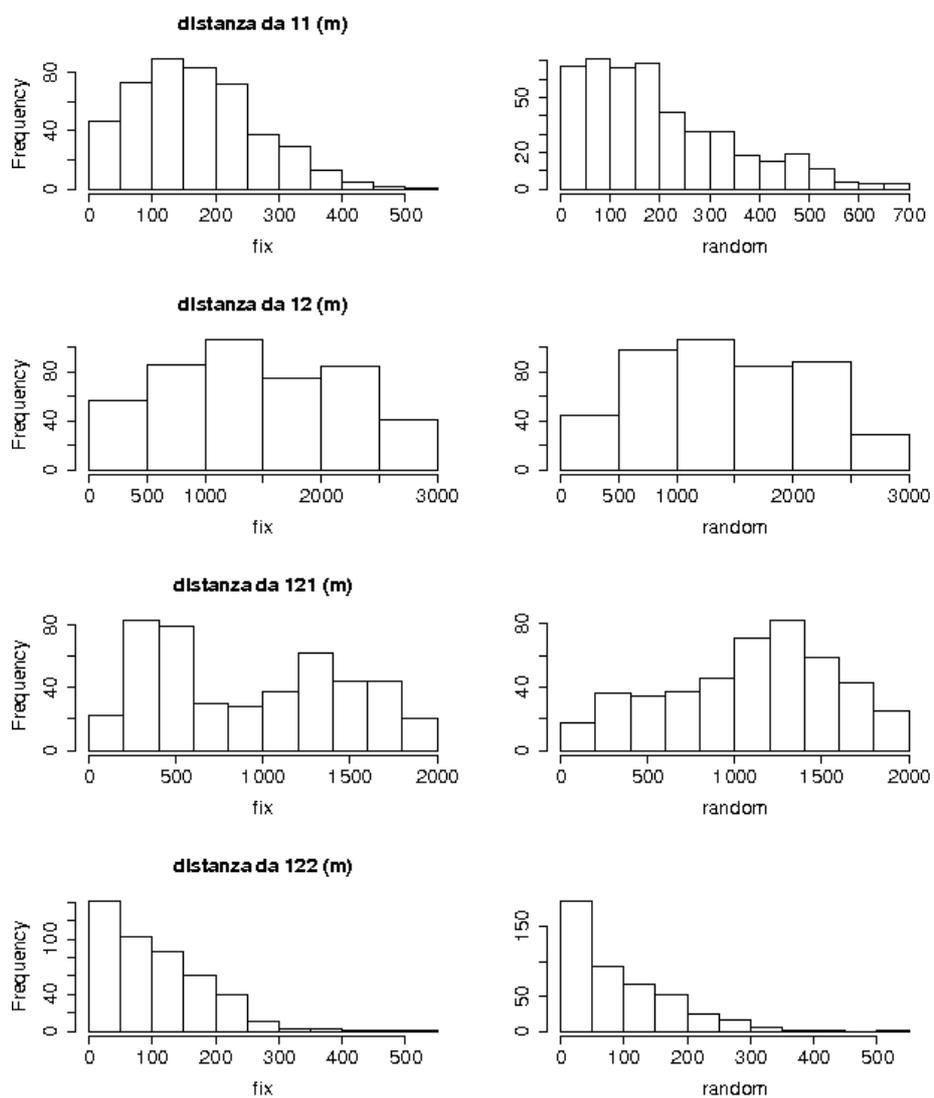


Figura 10.23: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a LN (segue).

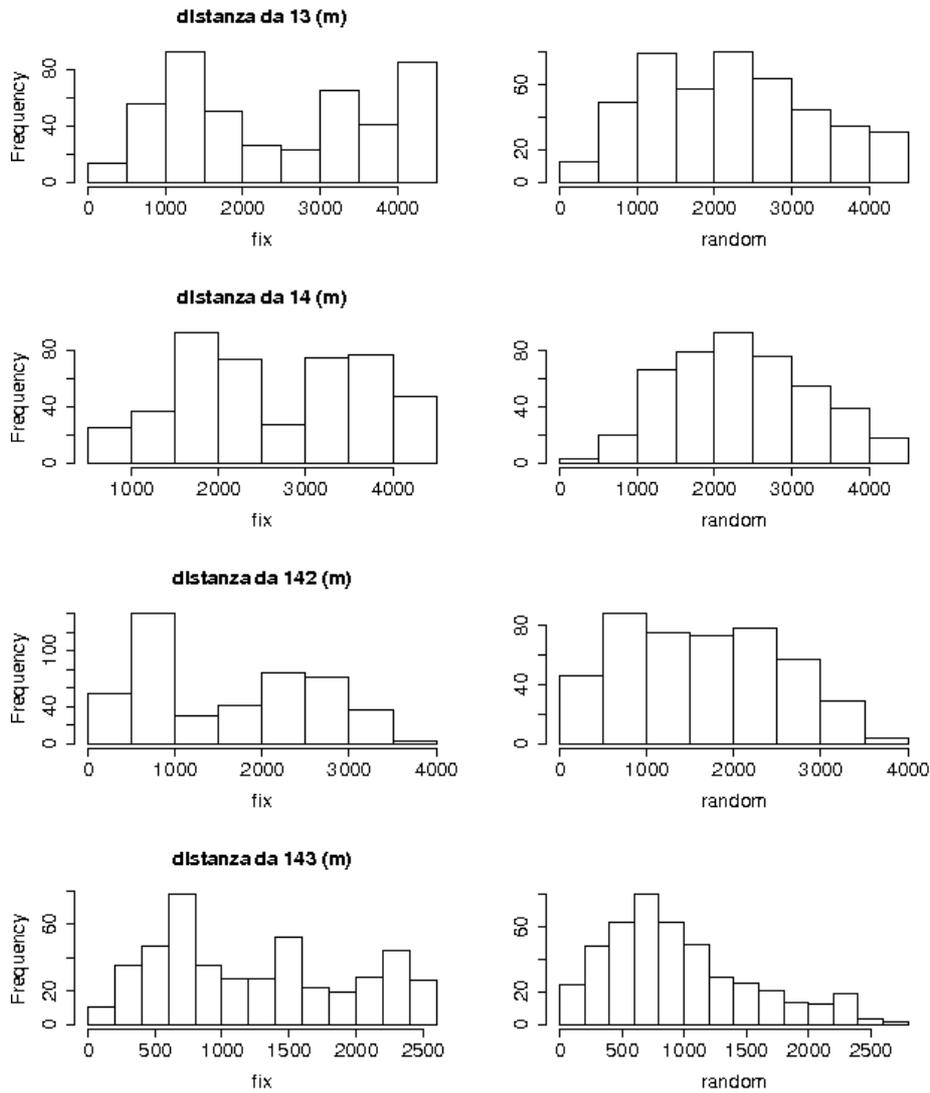


Figura 10.24: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a LN (segue).

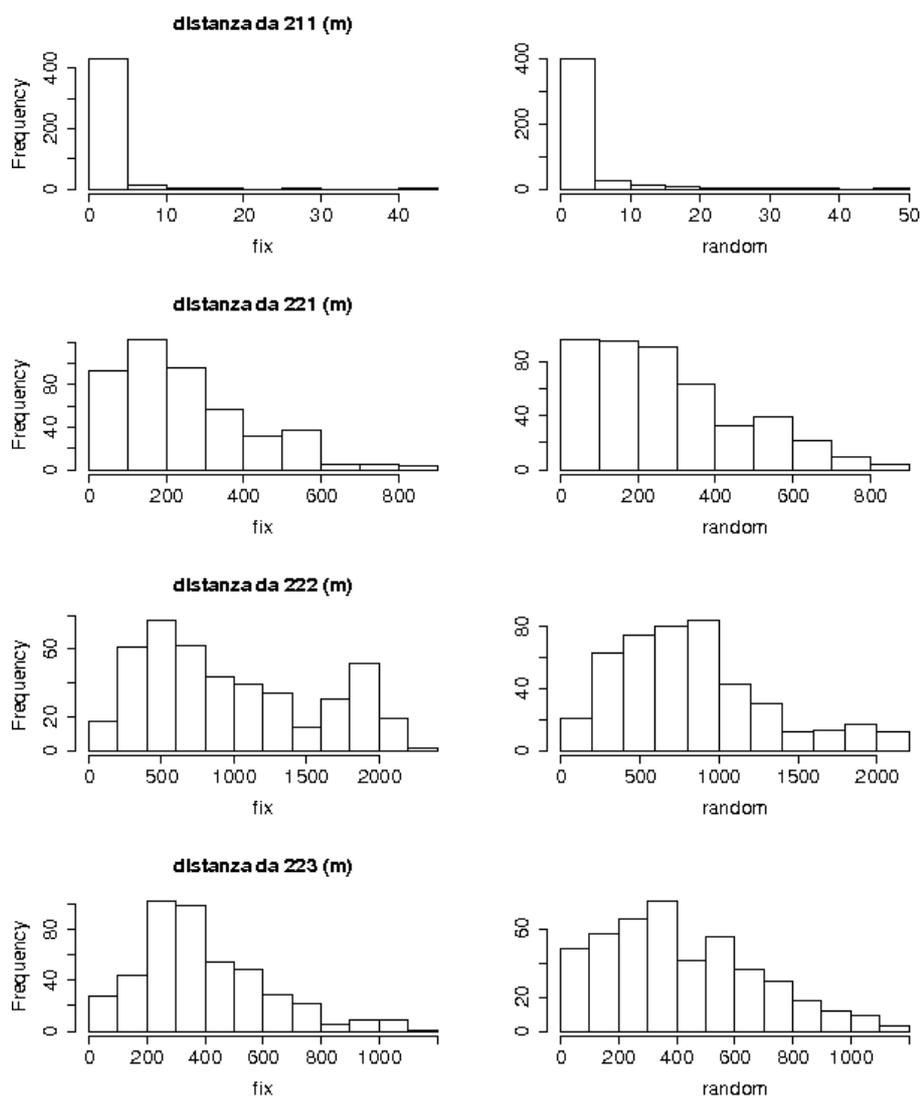


Figura 10.25: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a LN (segue).

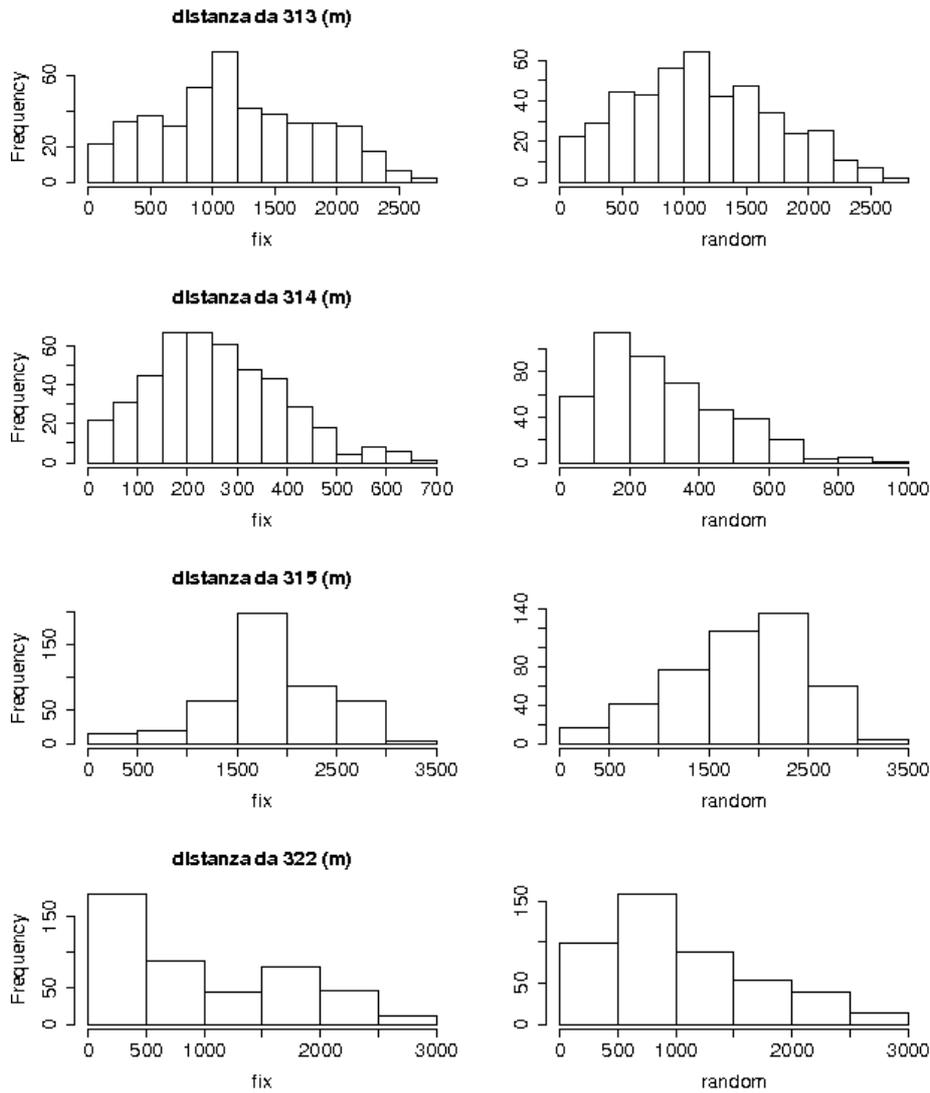


Figura 10.26: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a LN (segue).

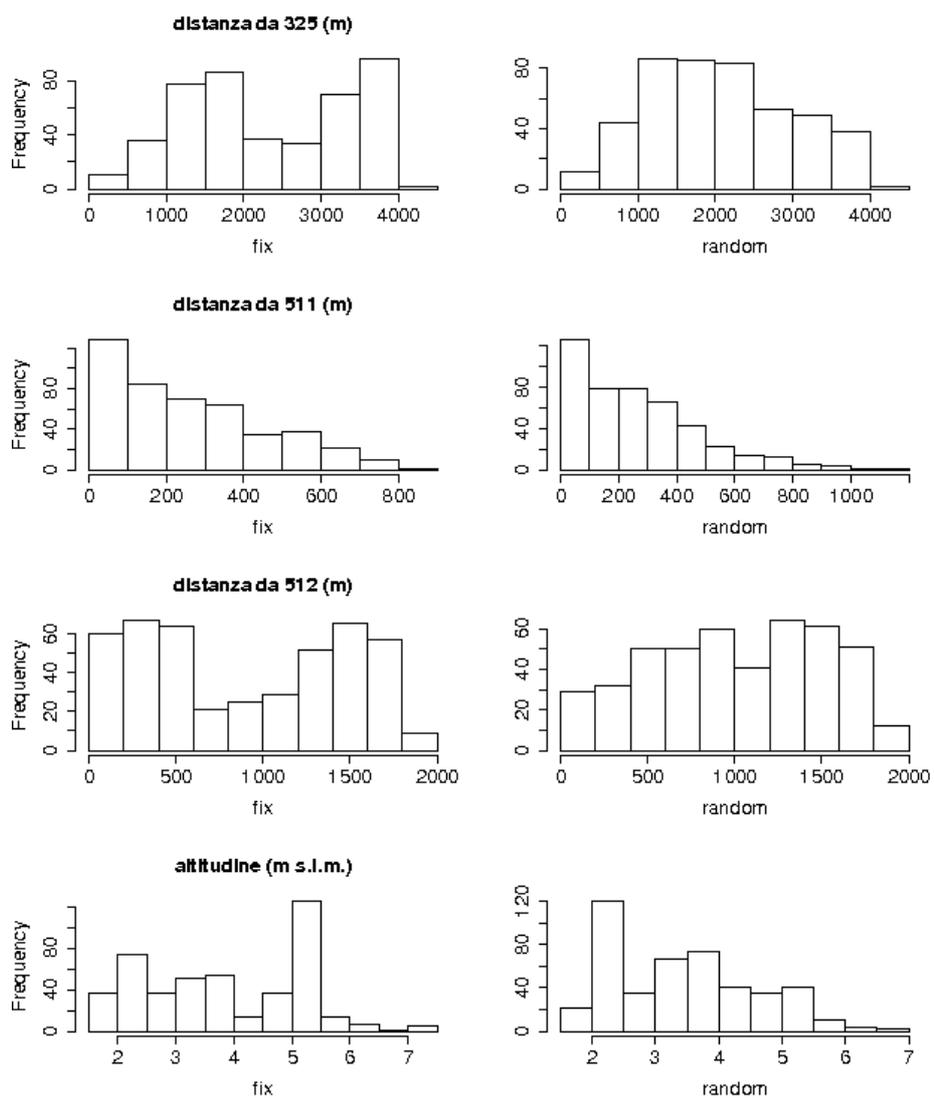


Figura 10.27: Distribuzione di frequenze delle distanze e di altitudine per i fix e per i punti random a LN (segue).

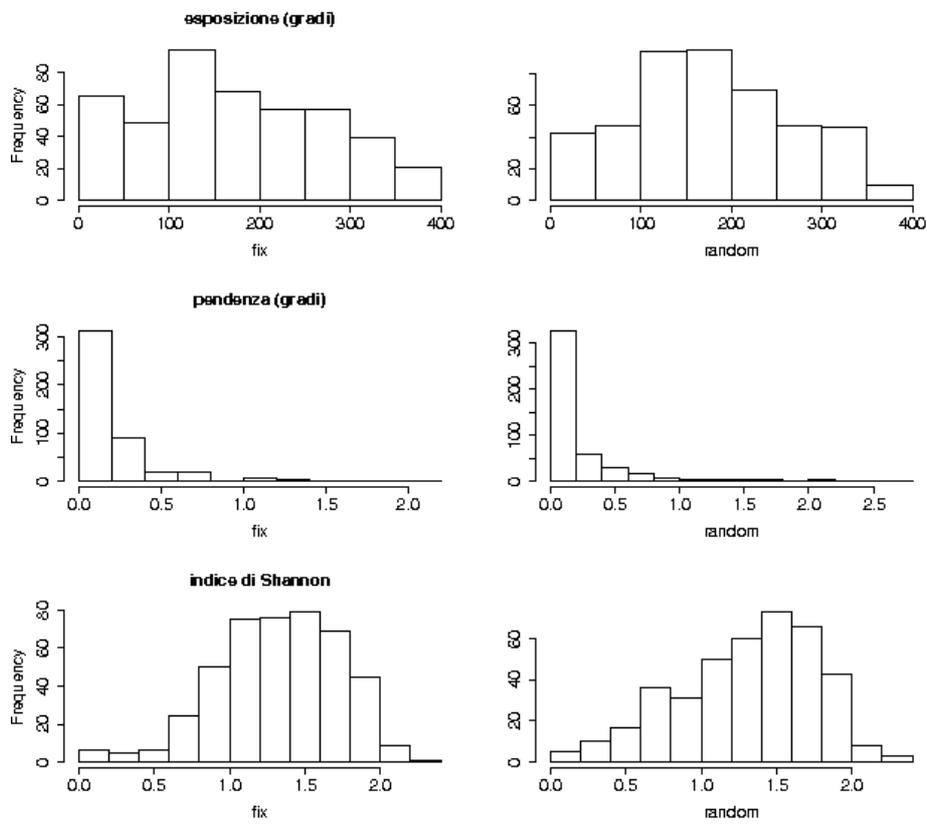


Figura 10.28: Distribuzione di frequenze di ed esposizione pendenza e indice di Shannon per i fix e per i punti random a LN.

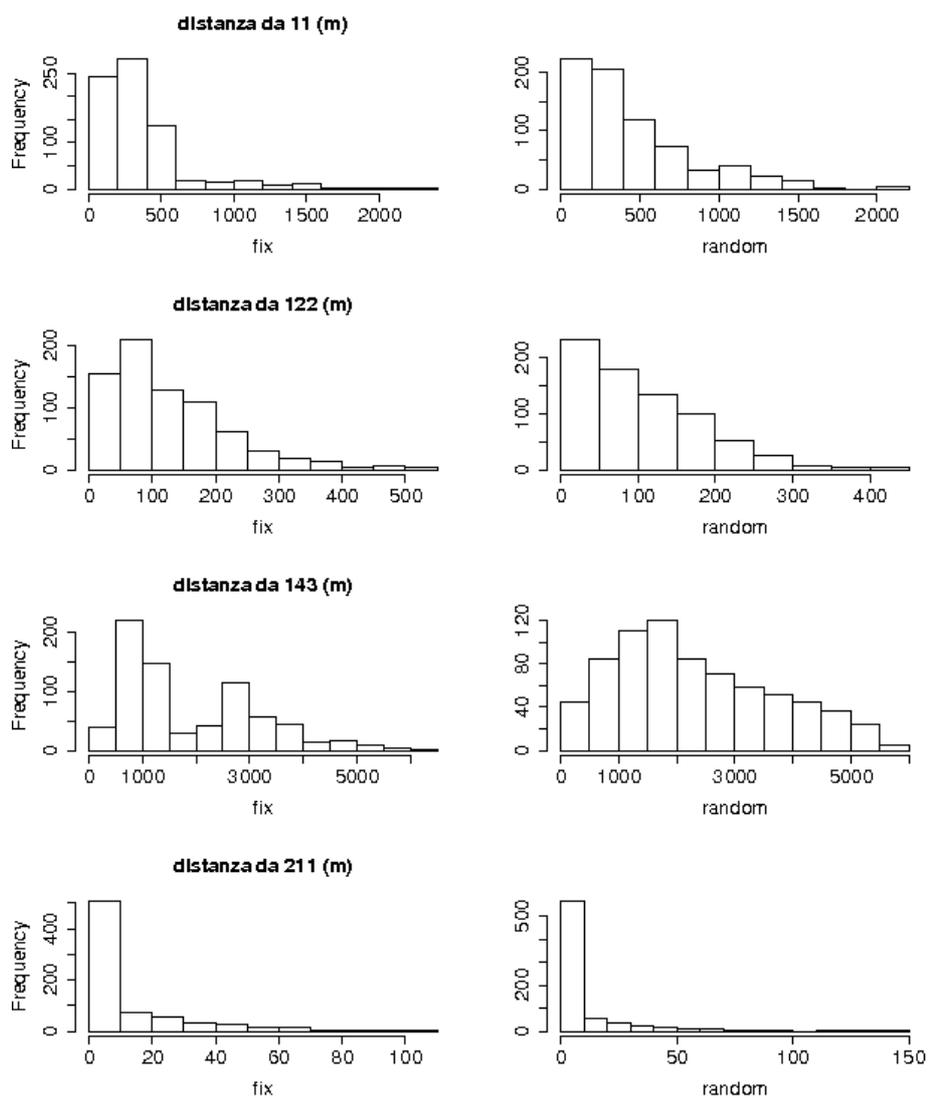


Figura 10.29: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a VV (segue).

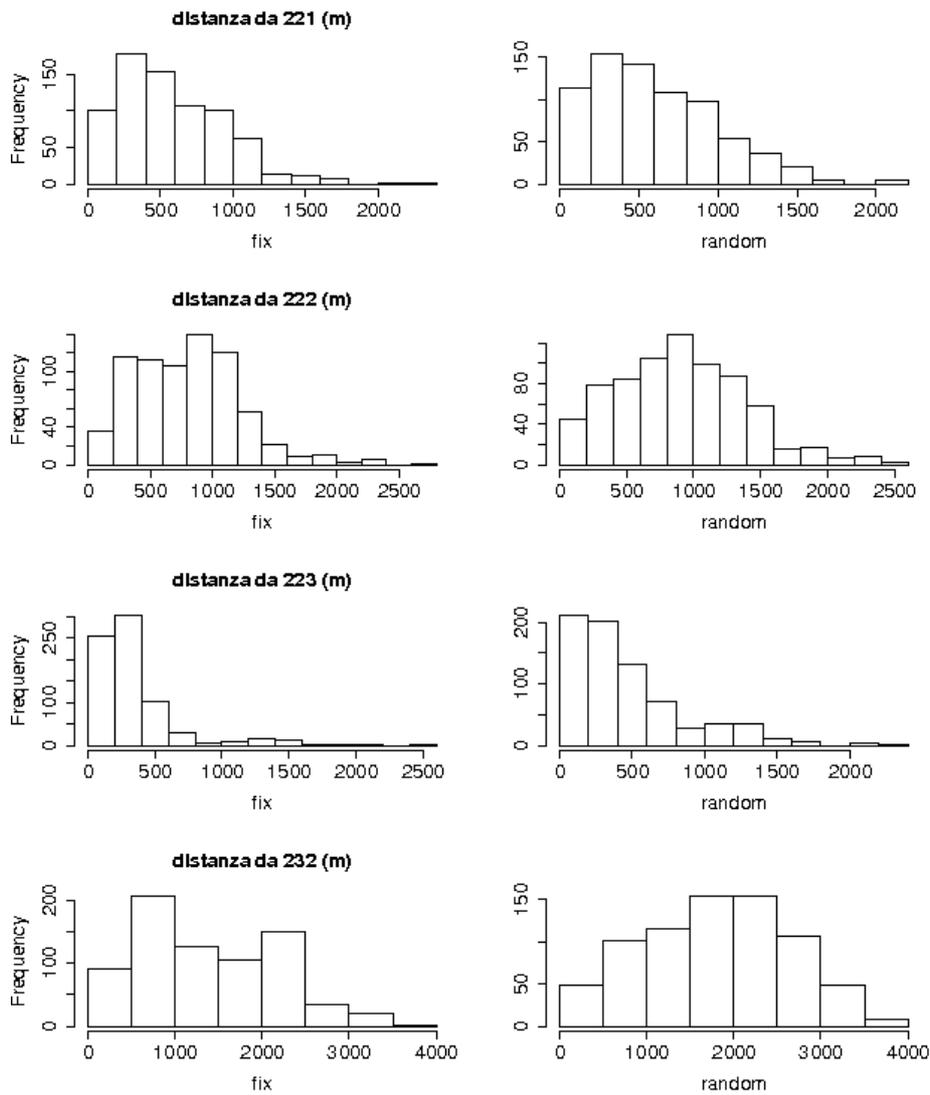


Figura 10.30: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a VV (segue).

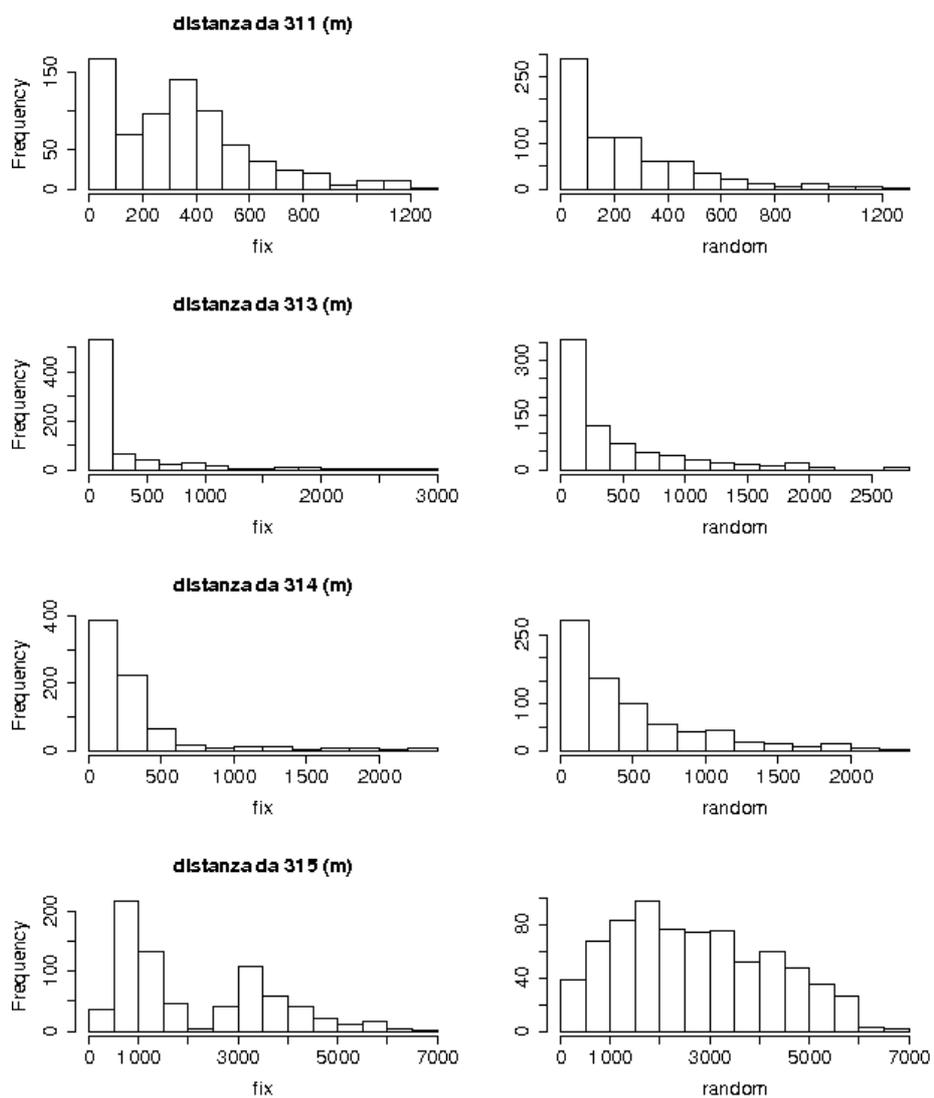


Figura 10.31: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a VV (segue).

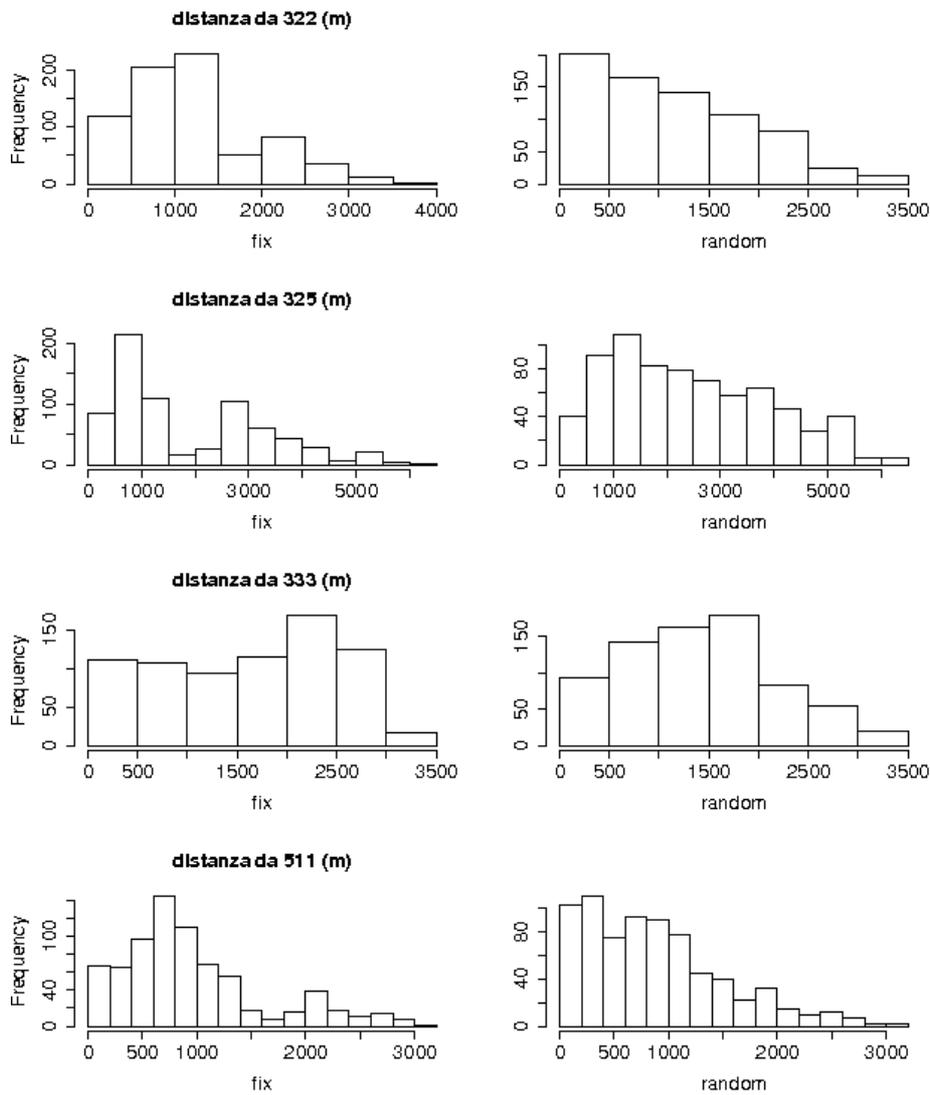


Figura 10.32: Distribuzione di frequenze delle distanze per i fix e per i punti random a VV (segue).

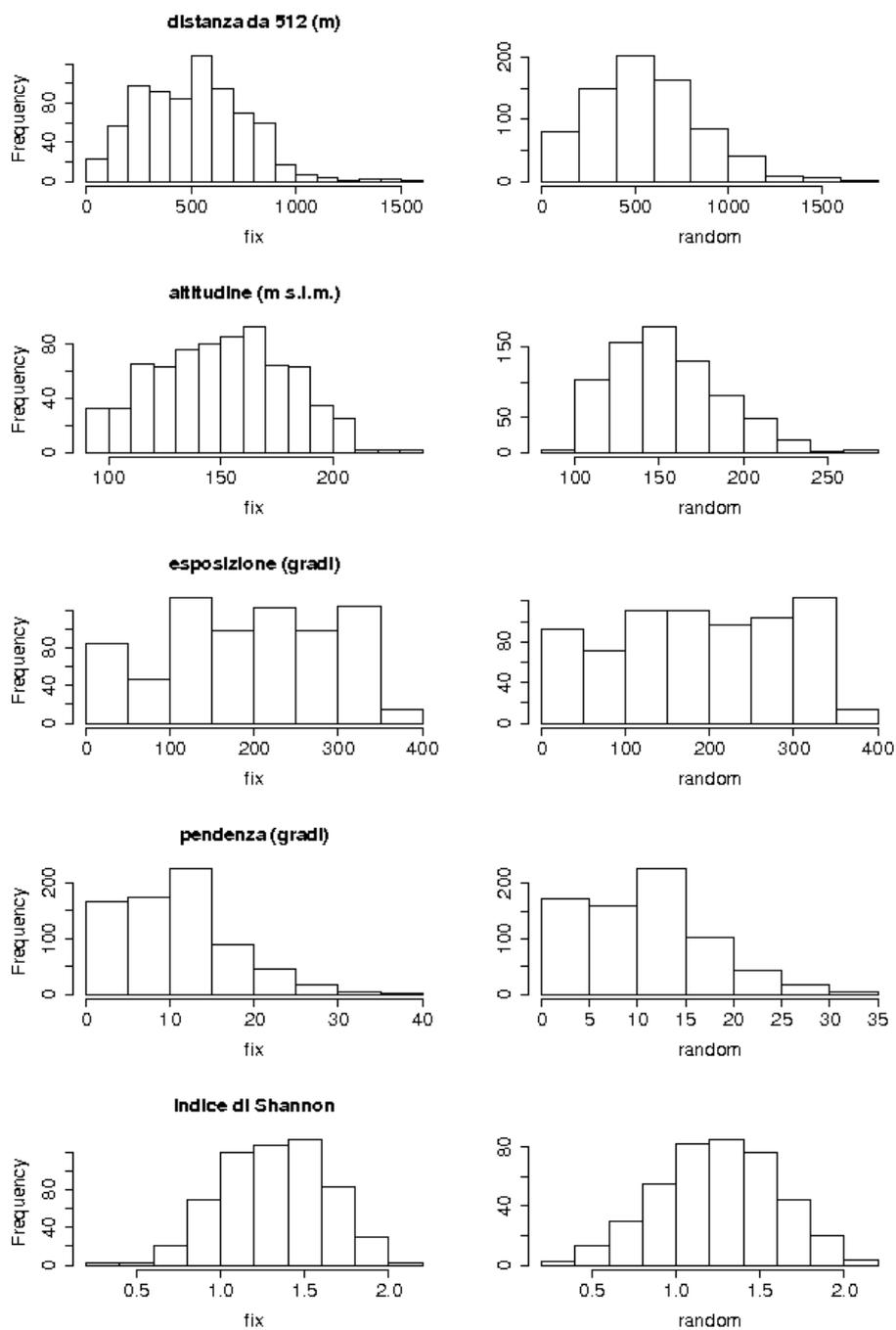


Figura 10.33: Distribuzione di frequenze delle distanze, di altitudine, di esposizione, di pendenza e dell'indice di Shannon per i fix e per i punti random a VV.

III LIVELLO CORINE LANDCOVER

Area di studio LN

Dall'analisi univariata, effettuata parametro per parametro, confrontando i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.9).

Parametro	Test di Wilcoxon				Test di Kolmogorov Smirnov	
	W	P	mediana fix	mediana random	D	P
distanza da 11	96812	0.26	157.41	164.81	0.13	<0.01**
distanza da 12	101541	0.94	1338.22	1362.80	0.05	0.54
distanza da 121	83269	<0.001***	915.38	1143.94	0.23	<0.001***
distanza da 122	113040	<0.01**	89.27	69.41	0.11	0.01**
distanza da 13	108940.5	<0.05*	2131.98	2145.03	0.19	<0.001***
distanza da 14	116989	<0.001***	2492.83	2311.55	0.2	<0.001***
distanza da 142	97142.5	0.29	1503.59	1632.88	0.14	<0.001***
distanza da 143	124791.5	<0.001***	1117.27	837.17	0.22	<0.001***
distanza da 211	94169	<0.001***	0	0	0.07	0.24
distanza da 221	93442	<0.05*	206.66	233.94	0.09	<0.05*
distanza da 222	113036	<0.01**	854.43	778.48	0.15	<0.001***
distanza da 223	97801	0.37	340.02	64.67	0.09	0.06
distanza da 313	105172	0.31	1105.94	1095.69	0.05	0.60
distanza da 314	94580	0.09	245.22	261.48	0.12	0.01**
distanza da 315	98592	0.50	1768.25	1884.03	0.13	0.001***
distanza da 322	90116	<0.01**	744.82	863.37	0.21	<0.001***
distanza da 325	115323.5	<0.001***	2066.97	1983.74	0.2	<0.001***
distanza da 511	99598.5	0.67	217.26	226.30	0.05	0.66
distanza da 512	90901.5	<0.01**	952.23	1010.50	0.19	<0.001***
altitudine	117980	<0.001***	3.69	3.34	0.23	<0.001***
esposizione	96587.5	0.23	164.81	176.97	0.09	<0.05*
pendenza	103725	0.53	0.10	0.10	0.07	0.21
shannon	90281.5	0.81	1.35	1.36	0.08	0.09

Tabella 10.9: Risultati test univariati per LN.

Abbiamo escluso, dalle ulteriori analisi, le variabili non significativamente diverse in almeno uno dei due test. L'altitudine, malgrado risultasse significativamente diversa, è stata esclusa in quanto in questa area di studio è irrilevante dal punto di vista del fagiano (varia infatti da 2 a 7 m s.l.m.). I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 121 aree industriali o commerciali

- 122 reti stradali e ferroviarie e spazi accessori
- 13 zone estrattive, discariche e cantieri
- 14 zone verdi artificiali non agricole
- 143 aree recintate
- 221 seminativi di aree non irrigue
- 222 frutteti
- 322 brughiere e cespuglieti
- 325 prode erbose
- 512 bacini d'acqua

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.10).

	d_{121}	d_{122}	d_{13}	d_{14}	d_{143}	d_{221}	d_{222}	d_{322}	d_{325}
d_{122}	-0.02	-	-	-	-	-	-	-	-
d_{13}	-0.66	-0.14	-	-	-	-	-	-	-
d_{14}	-0.7	0.02	0.84	-	-	-	-	-	-
d_{143}	-0.84	0.06	0.73	0.85	-	-	-	-	-
d_{221}	0.09	0.35	-0.45	-0.38	-0.15	-	-	-	-
d_{222}	-0.8	0.07	0.72	0.69	0.87	0	-	-	-
d_{322}	0.48	0.32	-0.74	-0.32	-0.39	0.38	-0.51	-	-
d_{325}	-0.71	-0.01	0.89	0.99	0.84	-0.41	0.71	-0.41	-
d_{512}	0.76	0.08	-0.81	-0.81	-0.74	0.38	-0.63	0.58	-0.83

Tabella 10.10: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per LN. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la specie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

Per LN è emersa una correlazione delle prode erbose (325) con le discariche (13), le aree verdi artificiali non agricole (14), le aree recintate (giardini privati; 143) e i bacini d'acqua (512). Abbiamo escluso le prode erbose perché, per quanto interessanti dal punto di vista biologico, erano rappresentate da una sola area di scarsa superficie. Data la correlazione tra le aree di discarica, le aree verdi non agricole e i bacini d'acqua abbiamo mantenuto questi ultimi tralasciando le prime due categorie, di scarsissimo rilievo nella zona (una discarica e un'area vicina ad uno svincolo autostradale). La correlazione tra i frutteti (222) con le aree industriali (121) e con le aree recintate è stata in parte risolta escludendo le aree industriali, costituite da un'area singola e di piccola estensione.

Abbiamo deciso di mantenere invece sia i giardini che i frutteti per motivi di interesse eco-etologico.

La regressione logistica è stata calcolata con le variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp(1.87 + (\text{strade} \times (-2.38 \times 10^{-3})) + (\text{vigneti} \times 1.03 \times 10^{-3}) + (\text{recinti} \times (-1.99 \times 10^{-3})) + (\text{frutteti} \times 1.12 \times 10^{-3}) + (\text{cespuglieti} \times 2.89 \times 10^{-4}) + (\text{bacini} \times (-1.05 \times 10^{-3}))))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.11 e alla Figura 10.34.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		1.8689547	0.3495246	5.347	<0.001***
<i>d_122</i>	reti stradali	-0.0023814	0.0009501	-2.507	<0.05*
<i>d_221</i>	vigneti	0.0010288	0.0004894	2.102	<0.05*
<i>d_143</i>	aree recintate	-0.0019933	0.0003002	-6.639	<0.001***
<i>d_222</i>	frutteti	0.0011176	0.0003325	3.362	<0.001***
<i>d_322</i>	cespuglieti	0.0002894	0.0001533	1.888	0.05
<i>d_512</i>	bacini d'acqua	-0.0010493	0.0002356	-4.454	<0.001***

Tabella 10.11: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il III livello di CORINE landcover nell'area di studio LN (AIC = 1177.7).

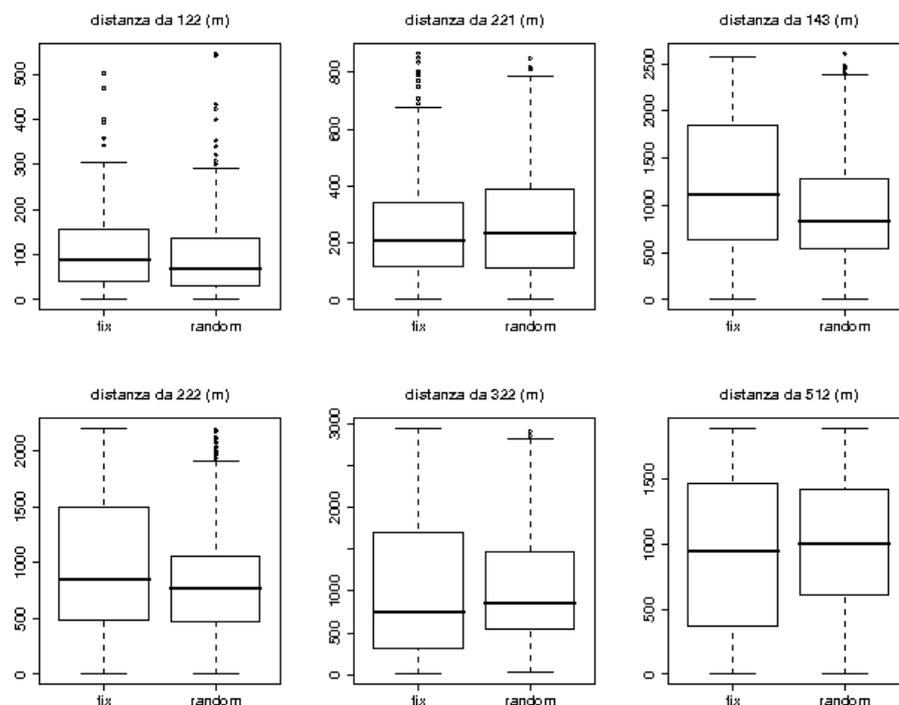


Figura 10.34: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio LN per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica.

Verifica del modello

Per verificare la capacità di predizione del modello risultante abbiamo confrontato le distribuzioni di probabilità applicandole ai *fix* usati per costruire il modello stesso, ai *fix* di verifica e ai punti *random* (Figura 10.35) e abbiamo elaborato un grafico ROC (Figura 10.36).

Il modello, pur avendo capacità predittiva ($auc = 69\%$), non riesce ad evidenziare nettamente le caratteristiche ambientali scelte dalle fagiane. Nelle figure 10.37 e 10.38 sono mostrate, insieme ai *fix* di verifica, le mappe di idoneità ambientale costruite sulla base della funzione probabilistica.

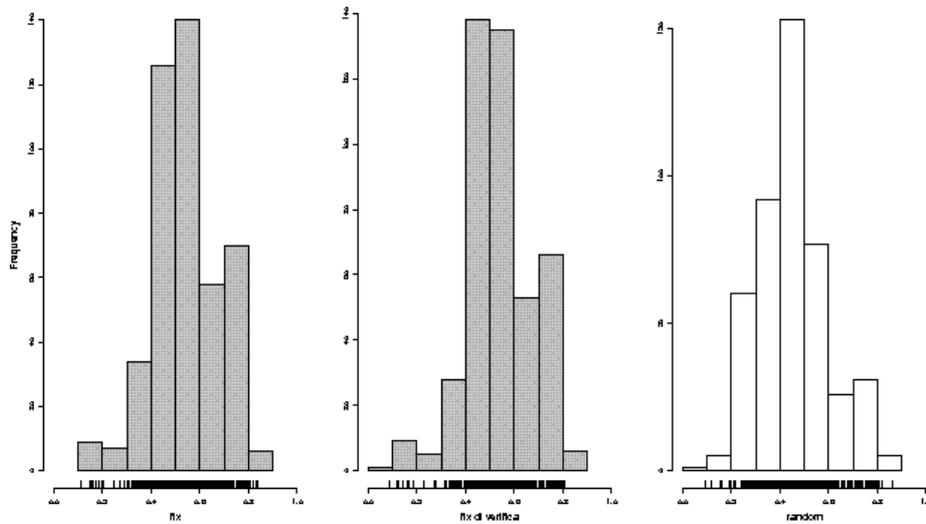


Figura 10.35: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

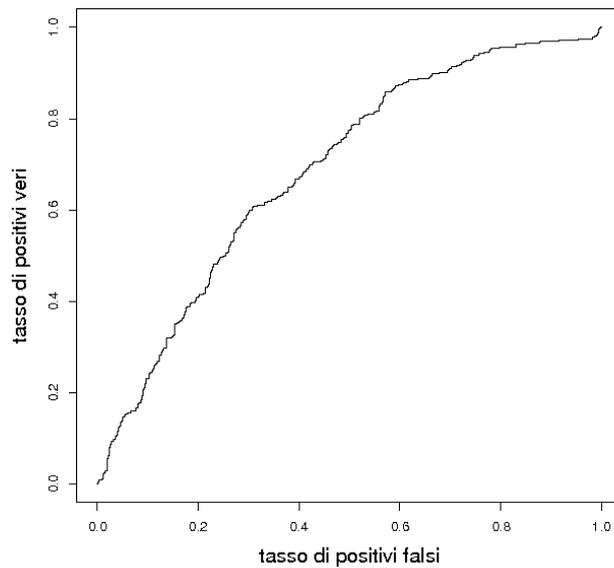


Figura 10.36: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.

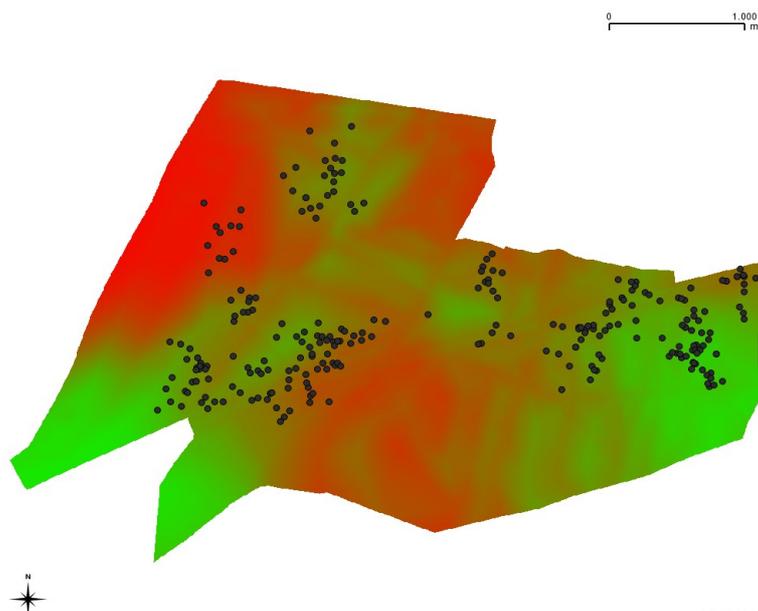


Figura 10.37: LN – anno 2005– III CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

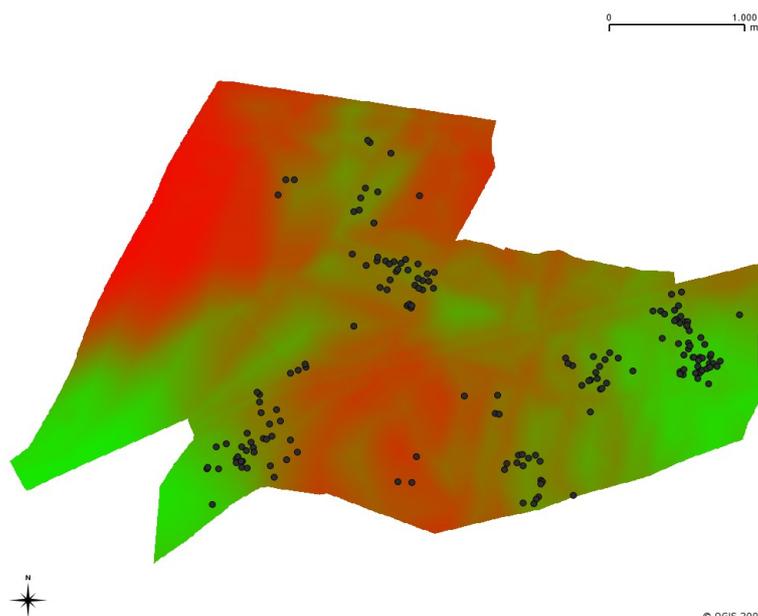


Figura 10.38: LN – anno 2006 – III CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

Area di studio VV

Dall'analisi univariata, effettuata parametro per parametro, confrontando i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.12).

Parametro	Test di Wilcoxon				Test di Kolmogorof Smirnov	
	W	P	mediana fix	mediana random	D	P
distanza da 11	235802	<0.001***	277.31	321.71	0.17	<0.001***
distanza da 122	304820.5	<0.001***	101.55	85.36	0.11	<0.001***
distanza da 143	211547	<0.001***	1297.35	2049.75	0.25	<0.001***
distanza da 211	296601	<0.001***	0	0	0.10	<0.01**
distanza da 221	260535	0.24	484.16	536.25	0.06	0.09
distanza da 222	233826	<0.001***	797.52	898.24	0.13	<0.001***
distanza da 223	218037.5	<0.001***	278.53	348.25	0.22	<0.001***
distanza da 232	194520	<0.001***	1140.42	1824.10	0.25	<0.001***
distanza da 311	339836.5	<0.001***	324.56	168.72	0.26	<0.001***
distanza da 313	186938	<0.001***	67.55	208.85	0.27	<0.001***
distanza da 314	201502.5	<0.001***	186.87	282.67	0.25	<0.001***
distanza da 315	205497	<0.001***	1446.57	2541.90	0.27	<0.001***
distanza da 322	288339.5	<0.05*	1095.21	1004.99	0.12	<0.001***
distanza da 325	189073.5	<0.001***	1226.36	2223.57	0.27	<0.001***
distanza da 333	312352	<0.001***	1815.55	1397.43	0.21	<0.001***
distanza da 511	287984	<0.05*	795.54	765.76	0.12	<0.001***
distanza da 512	244708	<0.01**	510.52	530.67	0.09	<0.01**
altitudine	251274.5	0.20	150.86	151.18	0.07	0.06
esposizione	267049	0.42	196.51	187.38	0.05	0.34
pendenza	259752	0.91	10.43	10.66	0.05	0.50
shannon	135581	<0.001***	1.33	1.24	0.11	<0.01**

Tabella 10.12: Risultati test univariati per VV.

Abbiamo escluso le variabili non significativamente in almeno uno dei due test. I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 11 zone urbanizzate
- 122 reti stradali e ferroviarie
- 143 aree recintate
- 211 seminativi in aree non irrigue
- 222 frutteti
- 223 oliveti
- 232 prati-pascoli

- 311 boschi di latifoglie
- 313 boschi misti
- 314 siepi
- 315 rimboschimenti
- 322 brughiere e cespuglieti
- 325 prode erbose
- 333 calanchi
- 511 corsi d'acqua
- 512 bacini d'acqua
- indice di Shannon

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.13).

	<i>d_11</i>	<i>d_122</i>	<i>d_143</i>	<i>d_211</i>	<i>d_222</i>	<i>d_223</i>	<i>d_232</i>	<i>d_311</i>	<i>d_313</i>	<i>d_314</i>	<i>d_315</i>	<i>d_322</i>	<i>d_325</i>	<i>d_333</i>	<i>d_511</i>	<i>d_512</i>
<i>d_122</i>	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_143</i>	0.13	-0.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_211</i>	-0.13	-0.04	-0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_222</i>	0.14	-0.19	0.12	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_223</i>	0.51	0.33	-0.06	-0.25	0.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_232</i>	0.22	-0.25	0.73	0.06	0.02	-0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_311</i>	0.01	0.4	-0.16	-0.08	-0.28	-0.01	-0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_313</i>	-0.16	0.02	0.42	-0.27	-0.25	0.08	0.08	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_314</i>	0.43	-0.13	0.12	0.05	0.27	0.09	0.39	-0.29	-0.25	-	-	-	-	-	-	-
<i>d_315</i>	0.12	-0.25	0.97	0.01	0.18	-0.1	0.83	-0.32	0.32	0.22	-	-	-	-	-	-
<i>d_322</i>	-0.14	0.39	-0.42	-0.08	-0.38	0.1	-0.68	0.58	0.2	-0.33	-0.6	-	-	-	-	-
<i>d_325</i>	0.14	-0.18	0.99	-0.01	0.11	-0.08	0.79	-0.22	0.39	0.17	0.98	-0.48	-	-	-	-
<i>d_333</i>	-0.12	0.17	-0.81	-0.06	0.22	0.29	-0.83	0.16	-0.25	-0.26	-0.8	0.29	-0.84	-	-	-
<i>d_511</i>	0.1	0.42	-0.46	-0.09	-0.35	0.09	-0.58	0.7	-0.01	-0.08	-0.63	0.83	-0.5	0.27	-	-
<i>d_512</i>	0.41	-0.14	0.13	0	0.21	0.09	0.29	-0.13	-0.1	0.24	0.19	-0.3	0.16	-0.09	-0.17	-
<i>shannon</i>	-0.35	-0.17	-0.08	0.01	-0.14	-0.34	-0.14	-0.03	-0.13	-0.38	-0.07	-0.02	-0.09	0.05	-0.1	-0.26

Tabella 10.13: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per VV. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la specie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

A VV i prati pascoli (232) sono correlati con i rimboschimenti (315) e i calanchi (333). Data la scarsa importanza come numero e superficie dei rimboschimenti, abbiamo escluso questa variabile. Abbiamo invece deciso di mante-

nera sia i prati pascoli che i calanchi per motivi di interesse eco-etologico. I calanchi sono anche correlati con le aree recintate (143) e le prode erbose (325); in entrambi i casi si tratta di ambienti di scarsissimo rilievo nella zona per cui li abbiamo esclusi. La distanza dai corsi d'acqua (511) è correlata con quella dalle brughiere e cespuglieti (322); questo si può spiegare con il fatto che le aree cespugliate sono effettivamente vicine all'unico corso d'acqua dell'area di studio; abbiamo mantenuto il dato dei cespuglieti tenendo conto di questa situazione per l'eventuale valutazione dei risultati.

La regressione logistica è stata calcolata sulle variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp(-2.71 + (\text{urbano} \times (-1.83 \times 10^{-3})) + (\text{strade} \times (-1.88 \times 10^{-3})) + (\text{frutteti} \times (-3.95 \times 10^{-4})) + (\text{oliveti} \times 2.33 \times 10^{-3}) + (\text{prati pascoli} \times 1.55 \times 10^{-3}) + (\text{boschi misti} \times 1.93 \times 10^{-3}) + (\text{calanchi} \times 7.75 \times 10^{-4}) + (\text{bacini} \times (-6.70 \times 10^{-4})) + (\text{shannon} \times (-0.51))))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.14 e la figura 10.39.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		-2.7140714	0.6926632	-3.918	<0.001***
<i>d_11</i>	aree urbanizzate	-0.0018337	0.0006761	-2.712	<0.01**
<i>d_122</i>	reti stradali	-0.0018804	0.0008755	-2.148	<0.05*
<i>d_222</i>	frutteti	-0.0003955	0.0002228	-1.775	0.08
<i>d_223</i>	oliveti	0.0023277	0.0006368	3.655	<0.001***
<i>d_232</i>	prati-pascoli	0.0015499	0.0001988	7.797	<0.001***
<i>d_313</i>	boschi misti	0.0019323	0.0006057	3.190	0.001**
<i>d_333</i>	calanchi	0.0007750	0.0001595	4.857	<0.001***
<i>d_512</i>	bacini d'acqua	-0.0006700	0.0003806	-1.761	0.08
<i>indice di Shannon</i>		-0.5097093	0.2413935	-2.112	<0.05*

Tabella 10.14: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il III livello di CORINE landcover nell'area di studio VV (AIC = 1248.9).

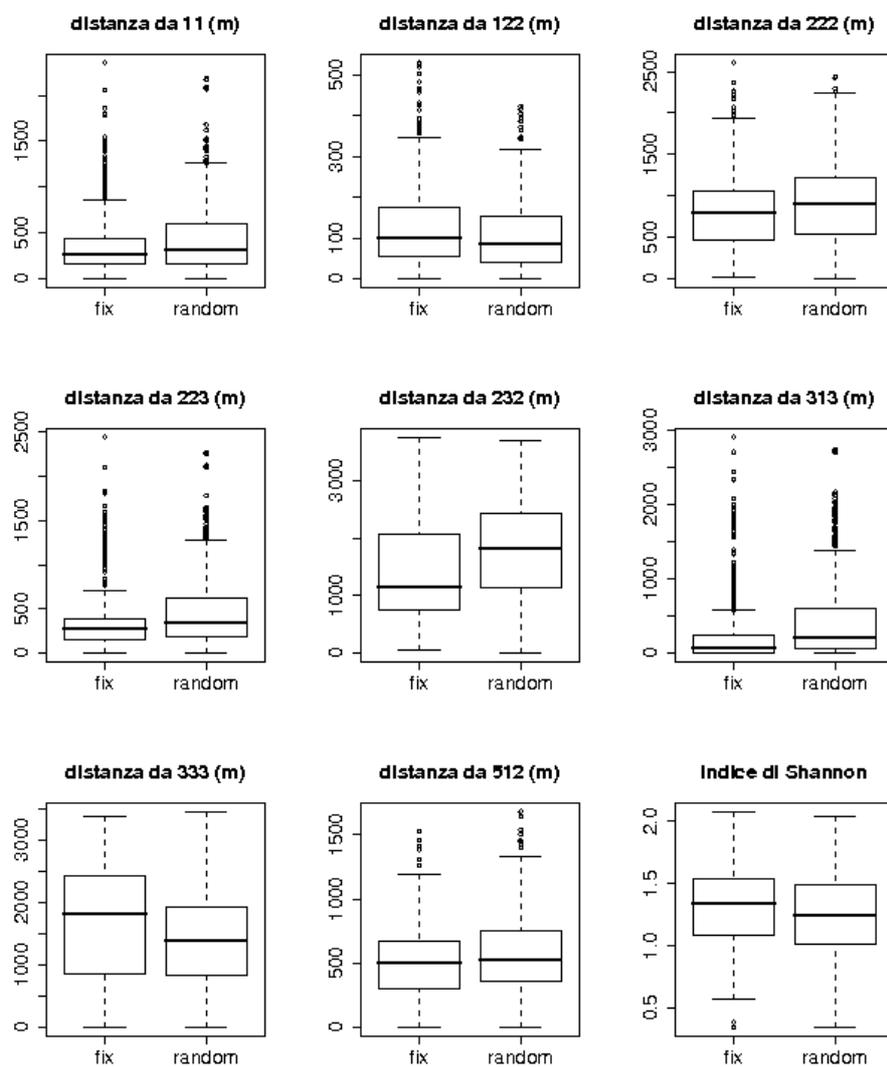


Figura 10.39: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio VV per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili.

Verifica del modello

Per verificare la capacità di predizione del modello risultante abbiamo confrontato le distribuzioni di probabilità applicandole ai *fix* usati per costruire

il modello stesso, ai fix di verifica e ai punti random (Figura 10.40) e abbiamo elaborato un grafico ROC (Figura 10.41).

Il modello, pur avendo capacità predittiva ($auc = 69\%$), non riesce ad evidenziare nettamente le caratteristiche ambientali scelte dalle fagiane. Nelle figure 10.42 e 10.43 sono mostrate, insieme ai fix di verifica, le mappe di idoneità ambientale costruite sulla base della funzione probabilistica.

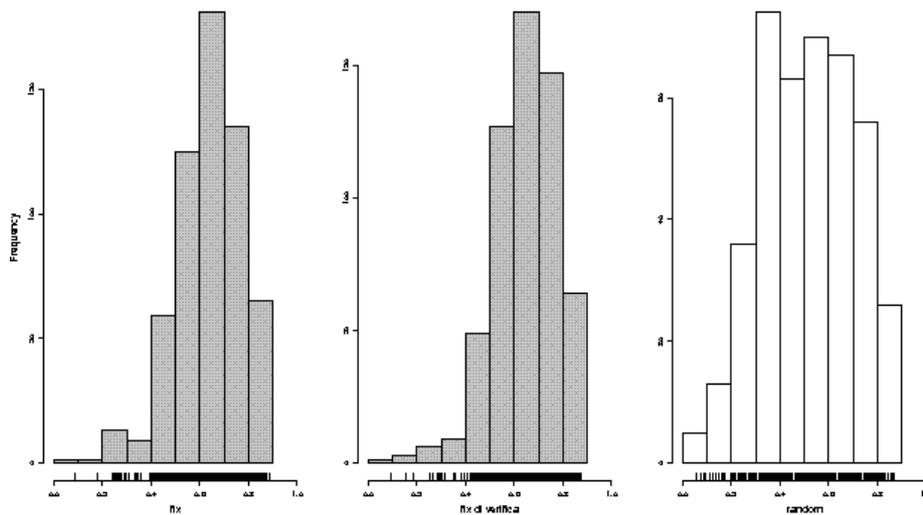


Figura 10.40: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

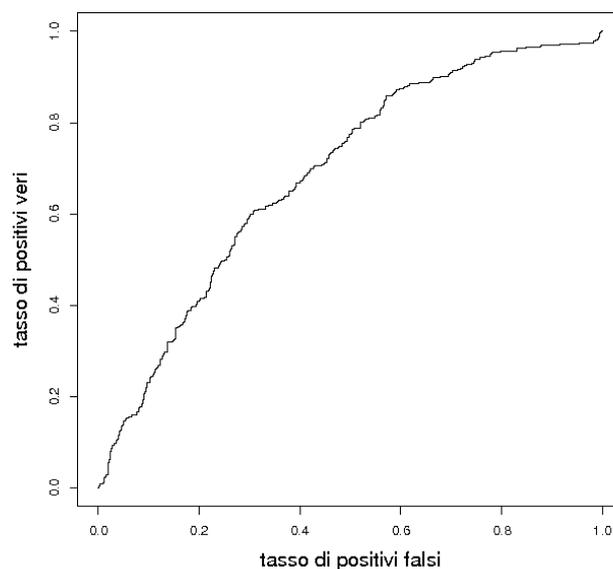


Figura 10.41: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.

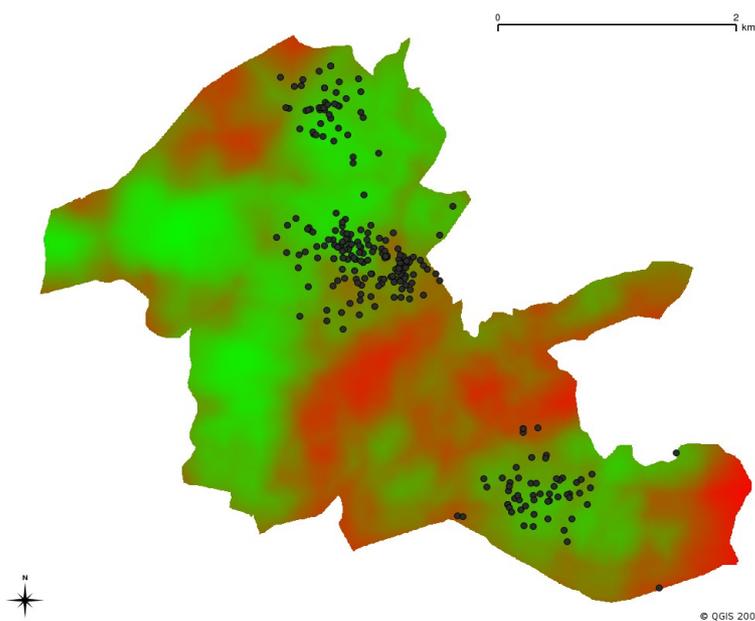


Figura 10.42: VV – anno 2005 – III CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

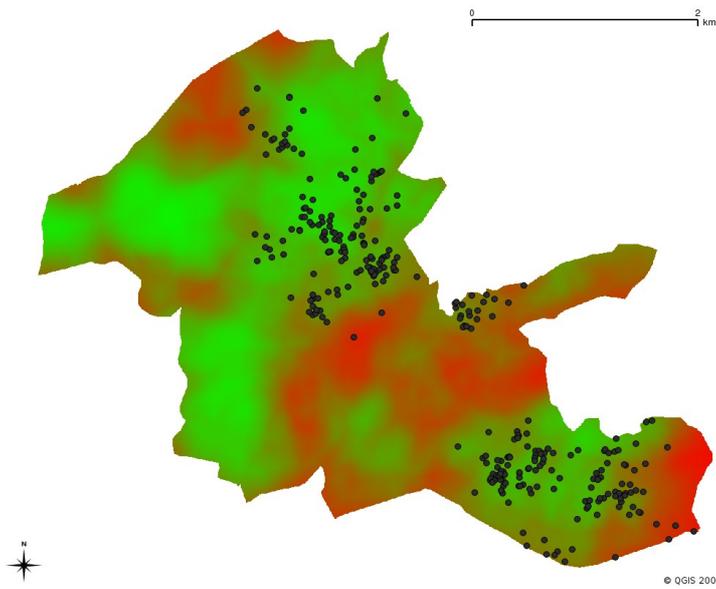


Figura 10.43: VV – anno 2006 – III CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

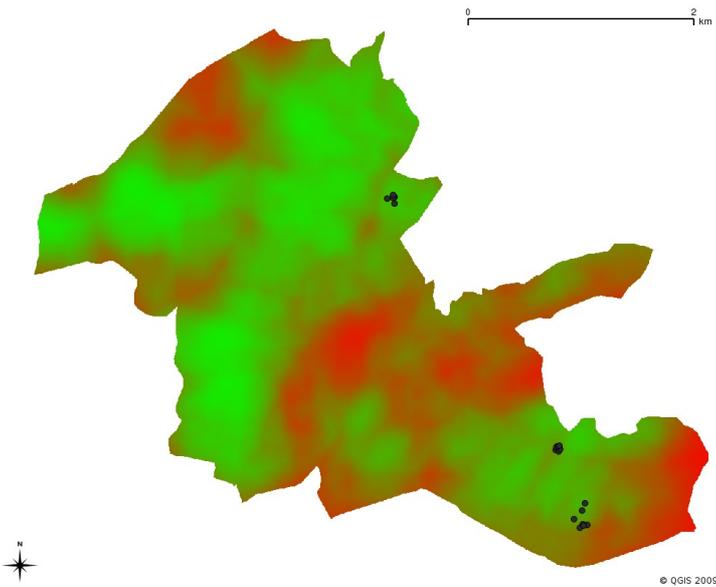


Figura 10.44: VV – anno 2007 – III CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

VI LIVELLO CORINE LANDCOVER

L'analisi geografica al VI livello CORINE è stata fatta separatamente per i due anni a causa dei cambiamenti colturali intervenuti. Alcune categorie di uso del suolo infatti sono presenti in uno solo dei due anni.

Area di studio LN – anno 2005

Dall'analisi univariata di confronto tra i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.15).

<i>Parametro</i>	<i>Test di Wilcoxon</i>				<i>Test di Kolmogorov-Smirnov</i>	
	<i>W</i>	<i>P</i>	<i>mediana fix</i>	<i>mediana random</i>	<i>D</i>	<i>P</i>
<i>distanza da 11</i>	29394	<0.05*	146.22	178.25	0.18	<0.001***
<i>distanza da 12</i>	27426.5	<0.001***	1569.17	1780.11	0.19	<0.001***
<i>distanza da 121</i>	26570	<0.001***	2236.01	2248.99	0.20	<0.001***
<i>distanza da 1221</i>	30872.5	0.12	219.44	231.06	0.20	<0.001***
<i>distanza da 1222</i>	30326	0.06	106.55	112.96	0.14	0.01**
<i>distanza da 13</i>	36704	0.06	1751.92	1731.04	0.17	0.01**
<i>distanza da 14</i>	37240	<0.05*	2087.24	2136.03	0.15	0.01**
<i>distanza da 142</i>	25736	<0.001***	2029.00	2121.16	0.25	<0.001***
<i>distanza da 143</i>	36991.5	<0.05*	1001.07	866.29	0.11	0.10
<i>distanza da 211</i>	33433	0.95	481.00	436.91	0.08	0.36
<i>distanza da 2111</i>	30419	0.07	439.00	486.52	0.19	<0.001***
<i>distanza da 2112</i>	28896.5	<0.01**	15.30	43.30	0.14	0.01**
<i>distanza da 21131</i>	27625.5	<0.001***	303.67	400.04	0.18	<0.001***
<i>distanza da 21133</i>	31070	0.15	530.76	580.99	0.16	<0.01**
<i>distanza da 2114</i>	37508	<0.05*	204.19	157.21	0.12	<0.05*
<i>distanza da 21153</i>	25621.5	<0.001***	395.46	559.99	0.19	<0.001***
<i>distanza da 211581</i>	20748	<0.001***	342.94	543.56	0.36	<0.001***
<i>distanza da 211582</i>	32212	0.44	362.33	435.69	0.10	0.12
<i>distanza da 21161</i>	28688	<0.01**	108.13	139.29	0.17	<0.001***
<i>distanza da 21162</i>	25475.5	<0.001***	342.33	543.56	0.28	<0.001***
<i>distanza da 21163</i>	19803.5	<0.001***	205.27	439.53	0.37	<0.001***
<i>distanza da 2118</i>	21125.5	<0.001***	156.13	362.33	0.34	<0.001***
<i>distanza da 2119</i>	35823.5	0.18	216.63	199.02	0.13	<0.05*
<i>distanza da 2211</i>	28198	<0.01**	201.88	264.68	0.14	0.01**
<i>distanza da 222</i>	33585	0.98	792.65	781.73	0.09	0.22
<i>distanza da 223</i>	30983	0.13	342.98	411.43	0.14	0.01**
<i>distanza da 313</i>	26386	<0.001***	1199.96	1386.75	0.20	<0.001***
<i>distanza da 314</i>	33016.5	0.76	256.28	268.49	0.15	<0.01**
<i>distanza da 315</i>	29063	<0.01**	1770.39	2090.35	0.19	<0.001***

<i>Parametro</i>	<i>Test di Wilcoxon</i>				<i>Test di Kolmogorof Smirnov</i>	
	<i>W</i>	<i>P</i>	<i>mediana fix</i>	<i>mediana random</i>	<i>D</i>	<i>P</i>
<i>distanza da 322</i>	28468.5	<0.01**	758.12	1039.29	0.19	<0.001***
<i>distanza da 325</i>	36569	0.08	1676.40	1772.53	0.16	<0.01**
<i>distanza da 511</i>	24655.5	<0.001***	177.51	296.95	0.22	<0.001***
<i>distanza da 512</i>	25955.5	<0.001***	1627.85	1721.29	0.22	<0.001***
<i>altitudine</i>	39283	<0.001***	3.62	3.24	0.21	<0.001***
<i>esposizione</i>	28029.5	<0.01**	141.41	172.07	0.16	<0.01**
<i>pendenza</i>	31598.5	0.25	0.12	0.14	0.12	0.05*
<i>indice di Shannon</i>	41012	<0.001***	1.44	1.25	0.17	<0.001***

Tabella 10.15: Risultati test univariati per LN – anno 2005.

Abbiamo escluso le variabili non significativamente diverse in almeno uno dei due test. L'altitudine, come nel caso dell'analisi al III livello è stata esclusa in quanto irrilevante a LN. I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 11 zone urbanizzate
- 12 zone industriali, commerciali e reti di comunicazione
- 121 aree industriali o commerciali
- 14 zone verdi artificiali non agricole
- 142 aree sportive o ricreative
- 2112 cereali autunno-vernini
- 21131 mais
- 2114 barbabietola da zucchero
- 21153 miglioramenti ambientali - prato
- 211581 miglioramenti ambientali – coltura a perdere autunnale
- 21161 prato da vicenda
- 21162 favino
- 21163 pisello
- 2118 incolto permanente
- 2211 vigneti
- 313 boschi misti
- 315 rimboschimenti
- 322 brughiere e cespuglieti
- 511 corsi d'acqua
- 512 bacini d'acqua
- indice di Shannon.

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.16).

	d_11	d_12	d_121	d_14	d_142	d_2112	d_21131	d_2114	d_21153	d_211581	d_21161	d_21162	d_21163	d_2118	d_2211	d_313	d_315	d_322	d_511	d_512	
d_12	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_121	0.4	0.93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_14	-0.38	-0.68	-0.83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_142	0.37	0.94	0.96	-0.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2112	-0.03	-0.15	-0.08	0.02	-0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21131	0.46	0.38	0.23	-0.04	0.26	0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2114	0.25	0.23	0.21	-0.31	0.18	-0.31	-0.16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21153	0.33	0.54	0.52	-0.13	0.59	0.2	0.5	-0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211581	-0.05	0.18	0.23	-0.25	0.18	0.31	0.11	-0.28	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21161	-0.11	-0.05	0.01	-0.08	-0.04	0.1	-0.18	-0.19	-0.18	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21162	-0.09	0.02	-0.25	0.5	-0.13	0.07	0.33	-0.18	0.1	0.22	0.09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21163	0.17	-0.12	-0.18	0.31	-0.09	-0.02	0.34	-0.17	0.11	0.07	0.01	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2118	0.51	0.62	0.57	-0.54	0.55	0.05	0.59	0.15	0.38	0.44	-0.1	0.08	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2211	0.7	0.62	0.61	-0.51	0.59	-0.17	0.56	0.21	0.4	0.04	-0.1	-0.13	0.25	0.66	-	-	-	-	-	-	-
d_313	0.37	0.97	0.87	-0.54	0.93	-0.13	0.43	0.19	0.61	0.17	-0.1	0.1	-0.04	0.62	0.59	-	-	-	-	-	-
d_315	0.39	0.91	0.82	-0.7	0.74	-0.05	0.4	0.26	0.44	0.24	-0.04	0.03	-0.22	0.63	0.56	0.83	-	-	-	-	-
d_322	0.14	0.56	0.64	-0.24	0.76	-0.18	0.03	-0.02	0.54	-0.01	0	-0.11	-0.01	0.07	0.28	0.59	0.23	-	-	-	-
d_511	-0.04	-0.12	-0.25	0.3	-0.11	-0.06	0.13	-0.12	-0.04	0.17	-0.03	0.32	0.45	0.27	-0.01	0.02	-0.21	-0.21	-	-	-
d_512	0.38	0.96	0.97	-0.73	0.98	-0.11	0.28	0.2	0.58	0.18	-0.03	-0.15	-0.15	0.57	0.59	0.93	0.81	0.69	-0.14	-	-
shannon	-0.31	-0.44	-0.38	0.21	-0.44	0.06	-0.38	-0.18	-0.38	-0.26	0.01	-0.21	-0.27	-0.5	-0.46	-0.48	-0.35	-0.28	-0.27	-0.4	-

Tabella 10.16: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per LN – anno 2005. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la specie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

Data la correlazione tra le aree industriali (12, 121), le aree sportive o ricreative (142) e i bacini d'acqua (512) abbiamo mantenuto, per motivi di interesse eco-etologico, questi ultimi tralasciando le prime tre categorie, di scarsissimo rilievo nella zona (due piccole aree industriali e una ricreativa). I bacini d'acqua sono correlati anche con i rimboschimenti (315); anche in questo caso il rimboschimento è uno solo ed è nella zona in cui sono presenti i bacini. Abbiamo quindi escluso anche la categoria del rimboschimento.

La regressione logistica è stata calcolata sulle variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp(-7.14 + (\text{urbano} \times 3.16 \times 10^{-3}) + (\text{cereali autun.} \times 3.75 \times 10^{-3}) + (\text{barbabietola} \times 1.58 \times 10^{-3}) + (\text{migl. amb. prato} \times 6.07 \times 10^{-4}) + (\text{colt. perd. autunn.} \times 2.51 \times 10^{-3}) + (\text{prato da vicenda} \times 2.46 \times 10^{-3}) + (\text{pisello} \times 5.85 \times 10^{-3}) + (\text{vigneti} \times 3.08 \times 10^{-3}) + (\text{corsi d'acqua} \times 1.61 \times 10^{-3}) + (\text{bacini d'acqua} \times 1.01 \times 10^{-3}) + (\text{shannon} \times (0.87))))))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.17 e alle Figure 10.45 e 10.46.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		-7.1407807	0.9533318	-7.490	<0.001***
<i>d_11</i>	urbano	0.0031638	0.0012305	2.571	<0.05*
<i>d_2112</i>	cereali autunno-vernini	0.0037505	0.0017255	2.174	<0.05*
<i>d_2114</i>	barbabietola	0.0015818	0.0007886	2.006	<0.05*
<i>d_21153</i>	miglioramento ambientale - prato	0.0006070	0.0004191	1.448	0.15
<i>d_211581</i>	miglioramento ambientale – coltura a perdere autunnale	0.0025109	0.0005542	4.530	<0.001***
<i>d_21161</i>	prato da vicenda	0.0024575	0.0010301	2.386	<0.05*
<i>d_21163</i>	pisello	0.0058519	0.0008049	7.270	<0.001***
<i>d_2211</i>	vigneti	-0.0030829	0.0009386	-3.285	0.01**
<i>d_511</i>	corsi d'acqua	0.0016100	0.0005746	2.802	<0.01**
<i>d_512</i>	bacini d'acqua	0.0010140	0.0002003	5.061	<0.001***
<i>indice di Shannon</i>		0.8794200	0.3570948	2.463	<0.05*

Tabella 10.17: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il VI livello di CORINE landcover nell'area di studio LN nell'anno 2005 (AIC = 528.15).

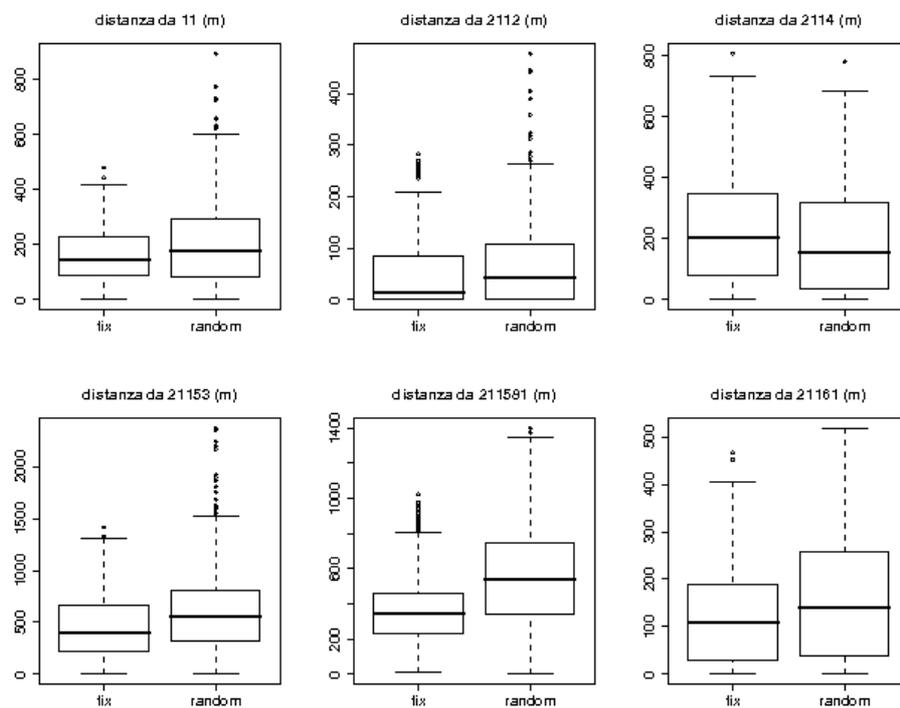


Figura 10.45: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio LN - anno 2005 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili (segue).

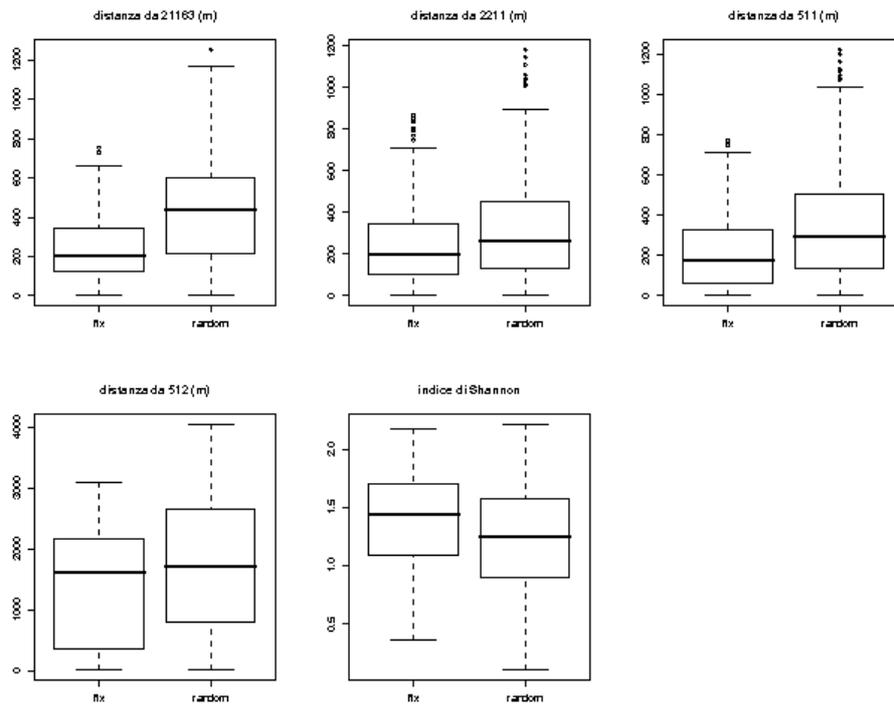


Figura 10.46: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio LN - anno 2005 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili.

Verifica del modello

Il modello probabilistico al VI livello CORINE risulta avere una capacità predittiva ($auc = 84\%$) migliore rispetto a quello al III livello (Figure 10.47-10.49).

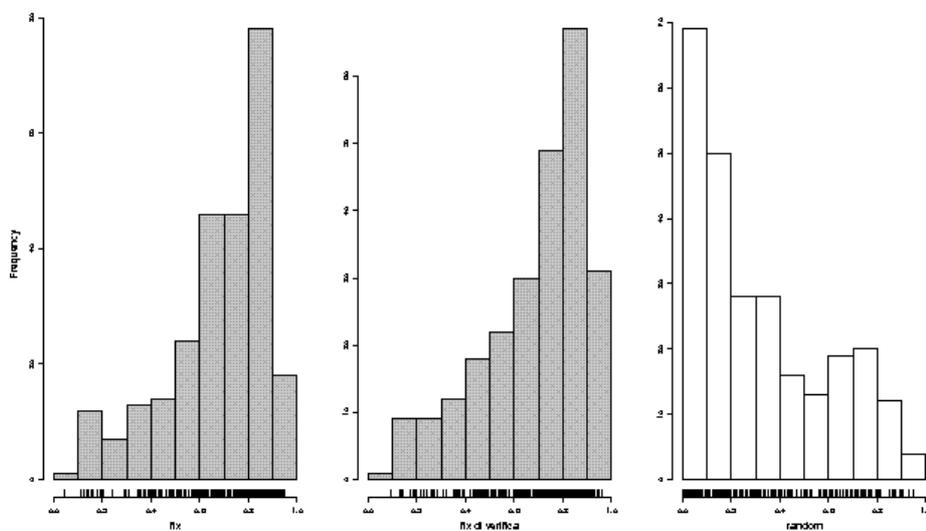


Figura 10.47: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

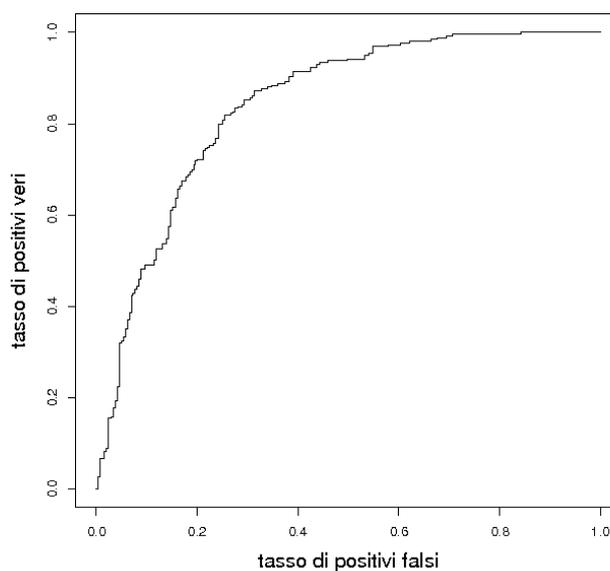
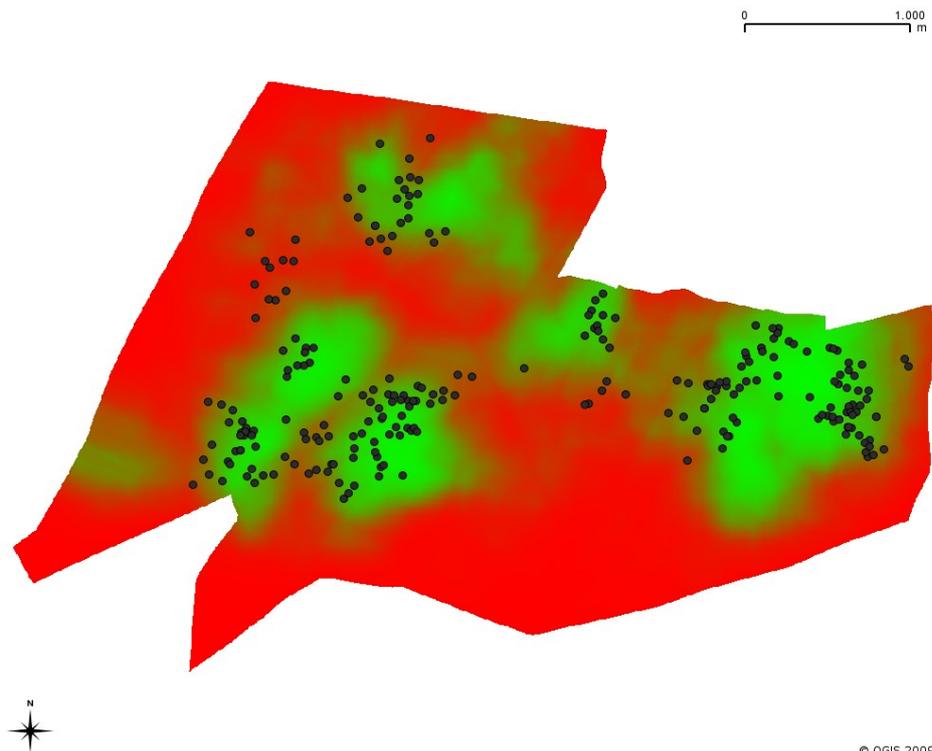


Figura 10.48: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.



© QGIS 2009

Figura 10.49: LN – anno 2005 – VI CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

Area di studio LN – anno 2006

Dall'analisi univariata di confronto tra i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.18).

Parametro	Test di Wilcoxon			Test di Kolmogorof Smirnov		
	<i>W</i>	<i>P</i>	mediana fix	mediana random	<i>D</i>	<i>P</i>
distanza da 11	6191	0.14	172.93	196.88	0.19	<0.05*
distanza da 12	5119	<0.001***	1180.72	1661.15	0.28	<0.001***
distanza da 121	4425	<0.001***	1741.07	2239.33	0.32	<0.001***
distanza da 1221	5607.5	<0.01**	201.51	290.37	0.26	<0.001***
distanza da 1222	7083	0.82	110.09	109.80	0.13	0.30
distanza da 13	9273	<0.001***	2131.98	1739.37	0.28	<0.001***
distanza da 14	8841	<0.001***	2786.62	2026.66	0.27	<0.001***
distanza da 142	4487	<0.001***	1423.14	2025.24	0.33	<0.001***

Parametro	Test di Wilcoxon				Test di Kolmogorof Smirnov	
	W	P	mediana fix	mediana random	D	P
distanza da 143	8402	<0.01**	1265.87	874.69	0.25	<0.01**
distanza da 211	6180	0.14	221.33	252.13	0.14	0.17
distanza da 2111	4222	<0.001***	292.48	491.46	0.36	<0.001***
distanza da 2112	4867	<0.001***	<0.01	30.18	0.26	<0.001***
distanza da 21131	6401.5	0.29	333.72	350.42	0.22	<0.01**
distanza da 21133	6669.5	0.58	111.92	123.11	0.17	0.07
distanza da 21153	4176	<0.001***	440.87	692.27	0.38	<0.001***
distanza da 211581	6563.5	0.45	305.69	386.81	0.14	0.17
distanza da 211582	5389.5	<0.01**	214.61	339.65	0.28	<0.001***
distanza da 2116	6789	0.74	2215.32	2134.14	0.13	0.30
distanza da 21161	6116	0.11	97.37	118.31	0.25	<0.01**
distanza da 21162	8018	<0.05*	554.94	430.76	0.18	0.05*
distanza da 21163	4315.5	<0.001***	386.83	632.67	0.41	<0.001***
distanza da 21164	5406	<0.01**	1286.32	1625.92	0.31	<0.001***
distanza da 2118	3772.5	<0.001***	147.24	409.87	0.40	<0.001***
distanza da 2119	8934.5	<0.001***	222.03	166.03	0.25	<0.001***
distanza da 2211	4955.5	<0.001***	193.18	282.47	0.35	<0.001***
distanza da 222	7207.5	0.64	751.86	803.21	0.19	<0.05*
distanza da 223	5998.5	0.07	344.66	410.81	0.16	0.09
distanza da 313	4831	<0.001***	998.71	1346.18	0.32	<0.001***
distanza da 314	5783	<0.05*	226.04	286.07	0.15	0.13
distanza da 315	5468	<0.01**	1742.07	2126.99	0.32	<0.001***
distanza da 322	5139	<0.001***	574.01	1036.19	0.26	<0.001***
distanza da 325	8939	<0.001***	2337.48	1647.93	0.28	<0.001***
distanza da 511	7129	0.75	347.50	327.31	0.10	0.58
distanza da 512	4541	<0.001***	1069.39	1580.71	0.30	<0.001***
altitudine	8639	0.001***	3.77	3.06	0.34	<0.001***
esposizione	7296.5	0.52	176.74	162.31	0.14	0.17
pendenza	4682.5	0.001***	0.07	0.11	0.30	<0.001***
indice di Shannon	7878	0.08	1.29	1.19	0.25	<0.01**

Tabella 10.18: Risultati dei test univariati per LN – anno 2006.

Abbiamo escluso le variabili non significativamente diverse in almeno uno dei due test. L'altitudine, come nel caso dell'analisi al III livello è stata esclusa in quanto irrilevante a LN. I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 12 zone industriali, commerciali e reti di comunicazione
- 121 aree industriali o commerciali

- 1221 strade asfaltate
- 13 zone estrattive, discariche e cantieri
- 14 zone verdi artificiali non agricole
- 142 aree sportive o ricreative
- 143 aree recintate
- 2111 vivai
- 2112 cereali autunno-vernini
- 21153 miglioramenti ambientali – prato
- 211582 miglioramenti ambientali – colture a perdere primaverili
- 21162 favino
- 21163 pisello
- 21164 fagiolo
- 2118 incolto permanente
- 2119 terreni a riposo
- 2211 vigneti
- 313 boschi misti
- 315 rimboschimenti
- 322 brughiere e cespuglieti
- 325 prode erbose
- 512 bacini d'acqua

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.19).

	d_12	d_121	d_1221	d_13	d_14	d_142	d_143	d_2111	d_2112	d_21153	d_211582	d_21162	d_21163	d_21164	d_2118	d_2119	d_2211	d_313	d_315	d_322	d_325	
d_121	0.92	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_1221	0.51	0.45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_13	-0.77	-0.94	-0.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_14	-0.63	-0.82	-0.23	0.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_142	0.93	0.94	0.51	-0.88	-0.61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_143	-0.29	-0.57	0.05	0.65	0.85	-0.37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2111	0.35	0.45	0.39	-0.51	-0.41	0.46	-0.36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2112	-0.12	-0.1	0.12	0.02	0.06	-0.1	-0.03	0.24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21153	0.47	0.48	0.56	-0.5	-0.12	0.6	0.02	0.42	0.18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211582	-0.21	-0.16	0.14	0.06	0.31	0.01	0.17	0.36	0.3	0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21162	-0.12	-0.33	-0.09	0.43	0.64	-0.12	0.5	-0.15	0.03	-0.1	0.14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21163	0.51	0.48	0.28	-0.48	0.02	0.68	0.02	0.24	0.03	0.61	0.34	0.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21164	0.96	0.84	0.47	-0.65	-0.62	0.79	-0.21	0.25	-0.13	0.34	-0.33	-0.21	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2118	0.52	0.5	0.82	-0.47	-0.33	0.57	-0.1	0.56	0.17	0.56	0.19	-0.09	0.31	0.45	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2119	-0.07	0.01	-0.1	-0.07	-0.05	-0.03	-0.17	-0.15	-0.1	-0.15	-0.04	0.07	0.04	-0.13	-0.26	-	-	-	-	-	-	-
d_2211	0.59	0.57	0.63	-0.55	-0.41	0.6	-0.14	0.58	0.13	0.39	0.09	-0.17	0.25	0.56	0.7	-0.11	-	-	-	-	-	-
d_313	0.95	0.81	0.54	-0.66	-0.42	0.92	-0.09	0.35	-0.09	0.57	-0.01	0.02	0.62	0.87	0.56	-0.16	0.58	-	-	-	-	-
d_315	0.9	0.83	0.41	-0.64	-0.7	0.72	-0.31	0.2	-0.13	0.27	-0.4	-0.33	0.16	0.98	0.39	-0.11	0.48	0.78	-	-	-	-
d_322	0.58	0.63	0.39	-0.69	-0.21	0.78	-0.17	0.32	-0.02	0.64	0.24	0.2	0.89	0.35	0.38	0.16	0.37	0.63	0.23	-	-	-
d_325	-0.65	-0.85	-0.25	0.86	0.99	-0.66	0.85	-0.44	0.06	-0.16	0.28	0.62	-0.05	-0.62	-0.35	-0.07	-0.44	-0.45	-0.69	-0.28	-	-
d_512	0.95	0.96	0.5	-0.89	-0.68	0.98	-0.41	0.45	-0.08	0.56	-0.05	-0.2	0.59	0.85	0.55	-0.05	0.59	0.92	0.79	0.71	-0.71	-

Tabella 10.19: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per LN – anno 2006. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la specie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

Abbiamo escluso le prode erbose (325) che sono correlate con numerosi altri parametri e, per quanto interessanti dal punto di vista biologico, sono rappresentate da una sola area di scarsa superficie. Come nell'analisi del 2005, abbiamo escluso dall'analisi le aree industriali (12, 121), le aree sportive o ricreative (142) per il loro scarso numero e superficie. Per lo stesso motivo abbiamo escluso le discariche (13) e le zone verdi non agricole (14) che sono correlate tra loro, con le aree recintate (143) e con i bacini d'acqua (512), mantenendo questi ultimi due parametri. Abbiamo escluso inoltre il rimboschimento (315) che, come già detto, è uno solo e di piccola estensione. Malgrado le correlazioni riscontrate tra bacini d'acqua con i campi di fagiolo (21164) e boschi misti (313), tra cespuglieti (322) e pisello (21163) e tra fagiolo e boschi misti, abbiamo deciso di mantenere, per motivi di interesse ecologico tutte queste categorie.

La regressione logistica è stata calcolata sulle variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp(-2.10 + (\text{strade} \times (-8.87 \times 10^{-3})) + (\text{vivai} \times 2.52 \times 10^{-3}) + (\text{cereali autunnali} \times 1.17 \times 10^{-2}) + (\text{favino} \times 3.14 \times 10^{-3}) + (\text{pisello} \times 3.89 \times 10^{-3}) + (\text{fagiolo} \times 2.08 \times 10^{-3}) + (\text{incolto permanente} \times 1.12 \times 10^{-2}) + (\text{cespuglieto} \times (-1.13 \times 10^{-3})) + (\text{bacini d'acqua} \times (-1.83 \times 10^{-3}))))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.20 e alle Figure 10.50 e 10.51.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		-2.0987021	0.7723558	-2.717	<0.01**
<i>d_1221</i>	reti stradali	-0.0088702	0.0025834	-3.434	<0.001***
<i>d_2111</i>	vivai	0.0025256	0.0009520	2.653	<0.01**
<i>d_2112</i>	cereali autunno vernini	0.0117280	0.0038495	3.047	<0.01**
<i>d_21162</i>	favino	-0.0031380	0.0009066	-3.461	<0.001***
<i>d_21163</i>	pisello	0.0038909	0.0009303	4.182	<0.001***
<i>d_21164</i>	fagiolo	0.0020802	0.0009351	2.225	<0.05*
<i>d_2118</i>	incolto	0.0111657	0.0025860	4.318	<0.001***
<i>d_322</i>	cespuglieto	-0.0011295	0.0007392	-1.528	0.13
<i>d_512</i>	bacini d'acqua	-0.0018328	0.0010141	-1.807	0.07

Tabella 10.20: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il VI livello di CORINE landcover nell'area di studio LN nell'anno 2006 (AIC = 236.69).

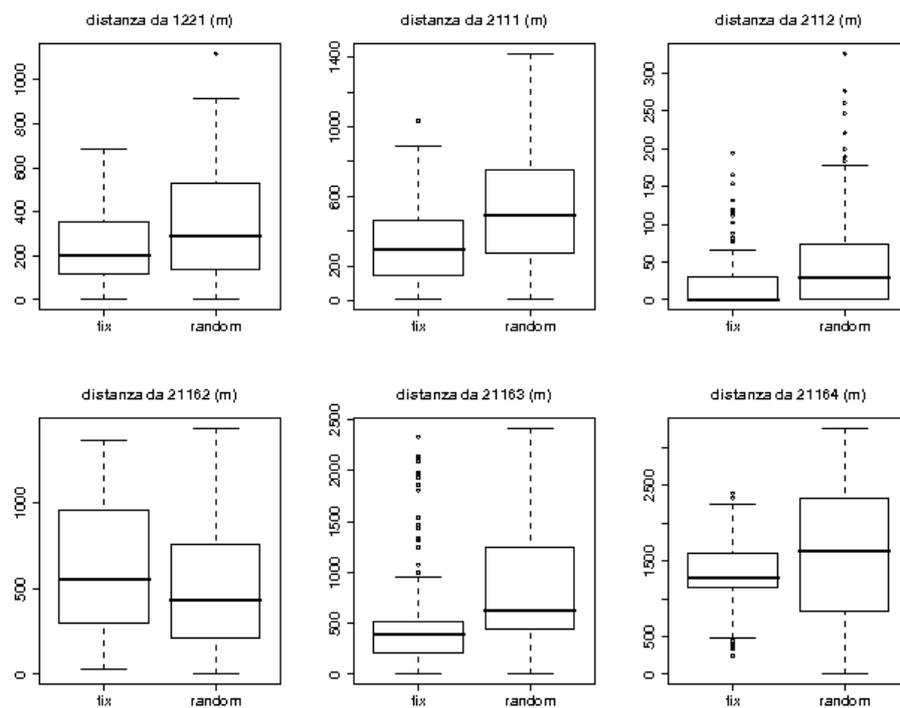


Figura 10.50: Confronto tra i fix e i random nell'area di studio LN - anno 2006 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili (segue).

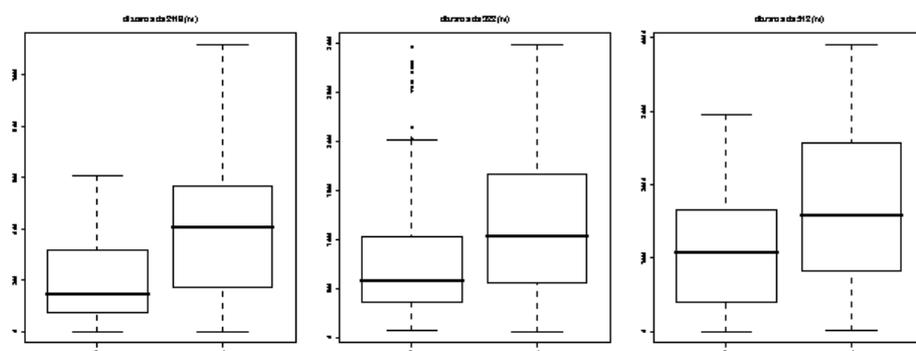


Figura 10.51: Confronto tra i fix e i random nell'area di studio LN - anno 2006 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili.

Verifica del modello

Come per l'anno 2005, il modello probabilistico al VI livello CORINE per il 2006, risulta avere una capacità predittiva ($auc = 86\%$) migliore rispetto a quello al III livello (Figure 10.52-10.54).

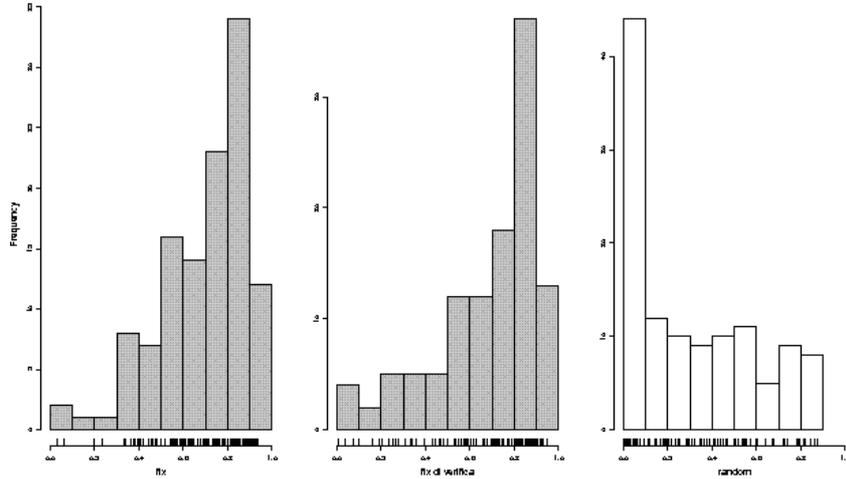


Figura 10.52: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

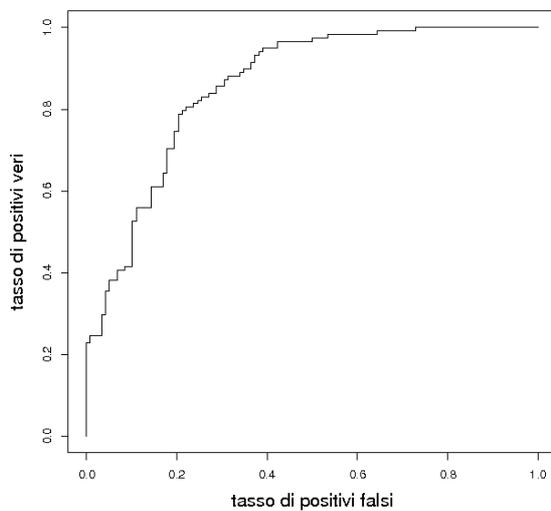
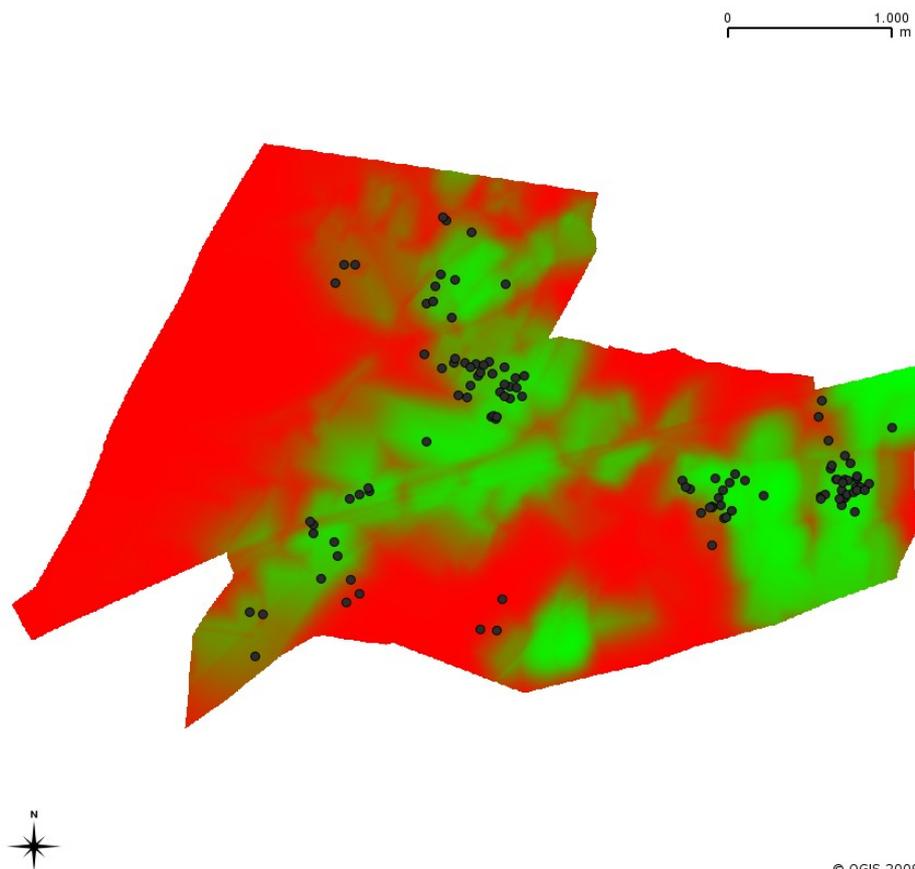


Figura 10.53: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.



© QGIS 2009

Figura 10.54: LN – anno 2006 – VI CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

Area di studio VV – anno 2005

Dall'analisi univariata di confronto tra i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.21).

Parametro	Test di Wilcoxon				Test di Kolmogorof Smirnov	
	W	P	mediana fix	mediana random	D	P
distanza da 11	17870.5	0.99	226.90	233.64	0.05	0.98
distanza da 1221	19022.5	0.27	368.30	312.45	0.22	<0.001***
distanza da 1222	15806	0.05*	145.96	161.93	0.13	0.09
distanza da 143	8940	<0.001***	971.04	1942.90	0.49	<0.001***
distanza da 211	16973	0.40	907.32	929.16	0.20	0.001***
distanza da 2112	21838	<0.001***	56.14	25.10	0.20	0.001***
distanza da 21131	20108.5	<0.05*	2208.02	1662.79	0.30	<0.001***
distanza da 21133	19715.5	0.08	2867.20	2229.57	0.31	<0.001***
distanza da 211581	8882.5	<0.001***	313.46	1305.32	0.51	<0.001***
distanza da 211582	10403.5	<0.001***	85.36	303.32	0.42	<0.001***
distanza da 21161	14174	<0.001***	56.14	103.51	0.21	<0.001***
distanza da 21162	25346	<0.001***	627.18	241.07	0.44	<0.001***
distanza da 2118	18175	0.77	1712.89	1856.25	0.30	<0.001***
distanza da 2119	16483.5	0.19	189.48	228.67	0.14	0.06
distanza da 2211	24214.5	<0.001***	536.41	367.79	0.27	<0.001***
distanza da 222	15129	0.01**	789.18	874.24	0.29	<0.001***
distanza da 223	17532	0.76	270.82	238.13	0.16	<0.05*
distanza da 232	15417	<0.05*	790.39	1144.87	0.26	<0.001***
distanza da 3114	14975.5	<0.01**	550.29	771.28	0.27	<0.001***
distanza da 313	11470	<0.001***	22.45	81.74	0.31	<0.001***
distanza da 314	20473	0.01**	163.94	115.92	0.20	<0.001***
distanza da 315	10538.5	<0.001***	937.39	2247.57	0.48	<0.001***
distanza da 322	21855.5	<0.001***	1125.60	770.49	0.27	<0.001***
distanza da 325	9252	<0.001***	803.57	1993.98	0.50	<0.001***
distanza da 333	18680	0.44	3007.18	2694.68	0.24	<0.001***
distanza da 511	15871	0.06	1137.82	1365.81	0.22	<0.001***
distanza da 512	16089	0.10	357.36	444.18	0.14	0.06
altitudine	24373	<0.001***	158.17	134.67	0.32	<0.001***
esposizione	19280	0.18	180.38	173.53	0.16	0.01**
pendenza	19414	0.14	10.59	10.10	0.13	0.09
indice di Shannon	18325	0.59	1.25	1.21	0.12	0.15

Tabella 10.21: Risultati dei test univariati per VV – anno 2005.

Abbiamo escluso le variabili non significativamente diverse in almeno uno dei due test. I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 143 aree recintate
- 2112 cereali autunno-vernini
- 21131 mais

- 211581 miglioramenti ambientali – colture a perdere autunnali
- 211582 miglioramenti ambientali – colture a perdere primaverili
- 21161 prato da vicenda
- 21162 favino
- 2211 vigneti
- 222 frutteti
- 232 prati-pascoli
- 3114 boschi ripariali
- 313 boschi misti
- 314 siepi
- 315 rimboschimenti
- 322 brughiere e cespuglieti
- 325 prode erbose
- altitudine

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.22).

	d_143	d_2112	d_21131	d_211581	d_211582	d_21161	d_21162	d_2211	d_222	d_232	d_3114	d_313	d_314	d_315	d_322	d_325
d_2112	-0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21131	-0.6	0.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211581	0.89	-0.28	-0.81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211582	0.8	-0.23	-0.58	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21161	0.4	-0.2	-0.31	0.46	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21162	-0.66	0.51	0.5	-0.66	-0.44	-0.43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2211	-0.53	0.27	0.25	-0.48	-0.4	-0.19	0.55	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_222	0.45	-0.05	-0.2	0.24	0.09	0.39	-0.19	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-
d_232	0.67	-0.17	-0.8	0.9	0.84	0.38	-0.5	-0.3	-0.04	-	-	-	-	-	-	-
d_3114	-0.02	-0.05	0.65	-0.18	-0.05	0.15	-0.03	-0.16	-0.07	-0.2	-	-	-	-	-	-
d_313	0.23	-0.28	0.14	0.08	0.22	-0.12	-0.14	-0.15	-0.1	-0.01	0.16	-	-	-	-	-
d_314	0.07	0.18	-0.22	0.3	0.33	0.51	-0.09	0.18	0.07	0.42	0.11	-0.25	-	-	-	-
d_315	0.95	-0.31	-0.79	0.96	0.83	0.45	-0.63	-0.44	0.44	0.8	-0.21	0.1	0.21	-	-	-
d_322	-0.37	0.08	0.88	-0.59	-0.35	-0.38	0.39	0.07	-0.3	-0.57	0.67	0.27	-0.31	-0.6	-	-
d_325	0.99	-0.39	-0.67	0.94	0.83	0.43	-0.68	-0.51	0.41	0.76	-0.05	0.19	0.14	0.98	-0.44	-
altitudine	-0.4	0.41	-0.12	-0.14	-0.05	0.04	0.41	0.37	-0.17	0.06	-0.32	-0.34	0.4	-0.2	-0.28	-0.34

Tabella 10.22: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per VV – anno 2005. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la spe-

cie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

Le prode erbose (325) sono correlate con vari parametri; trattandosi in realtà di un unico appezzamento di scarsa estensione lo abbiamo escluso dall'analisi. Una valutazione identica ci ha portato ad escludere anche i rimboschimenti (315) e le aree recintate (143). Il mais (21131) è correlato con i prati-pascoli (232), con le colture a perdere autunnali (211581) e con i cespuglieti (322); data la scarsa rilevanza nella zona, lo abbiamo escluso mantenendo le altre categorie.

Le colture a perdere autunnali e primaverili (211582) sono correlate tra di loro perché realizzate, a VV, in strisce alternate, prevalentemente lungo il margine dei boschi e dei campi. Abbiamo scelto di mantenere quelle autunnali perché di maggior interesse eco-etologico per le fagiane in periodo riproduttivo, rispetto a quelle primaverili, da poco seminate. Malgrado la correlazione tra colture a perdere e prati-pascoli abbiamo mantenuto entrambe le categorie perché ritenute interessanti dal punto di vista biologico.

La regressione logistica è stata calcolata sulle variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp (0.16 + (\text{colt. perd. autunnali} \times 2.08 \times 10^{-3}) + (\text{prato da vicenda} \times (-3.28 \times 10^{-3})) + (\text{prati pascoli} \times (-1.81 \times 10^{-3})) + (\text{boschi ripariali} \times 3.15 \times 10^{-3}) + (\text{boschi misti} \times 6.86 \times 10^{-3}) + (\text{cespugliato} \times (-2.38 \times 10^{-3}))))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.23 e alla Figura 10.55.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		0.1629070	0.4877430	0.334	0.74
<i>d_211581</i>	miglioramenti – colture a perdere autunnali	0.0020787	0.0003682	5.646	<0.001***
<i>d_21161</i>	prato da vicenda	-0.0032794	0.0012672	-2.588	<0.01**
<i>d_232</i>	prati-pascoli	-0.0018069	0.0003378	-5.349	<0.001***
<i>d_3114</i>	boschi ripariali	0.0031470	0.0005170	6.087	<0.001***
<i>d_313</i>	boschi misti	0.0068588	0.0014512	4.726	<0.001***
<i>d_322</i>	cespuglieti	-0.0023806	0.0004624	-5.148	<0.001***

Tabella 10.23: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il VI livello di CORINE landcover nell'area di studio VV nell'anno 2005 (AIC = 376.30).

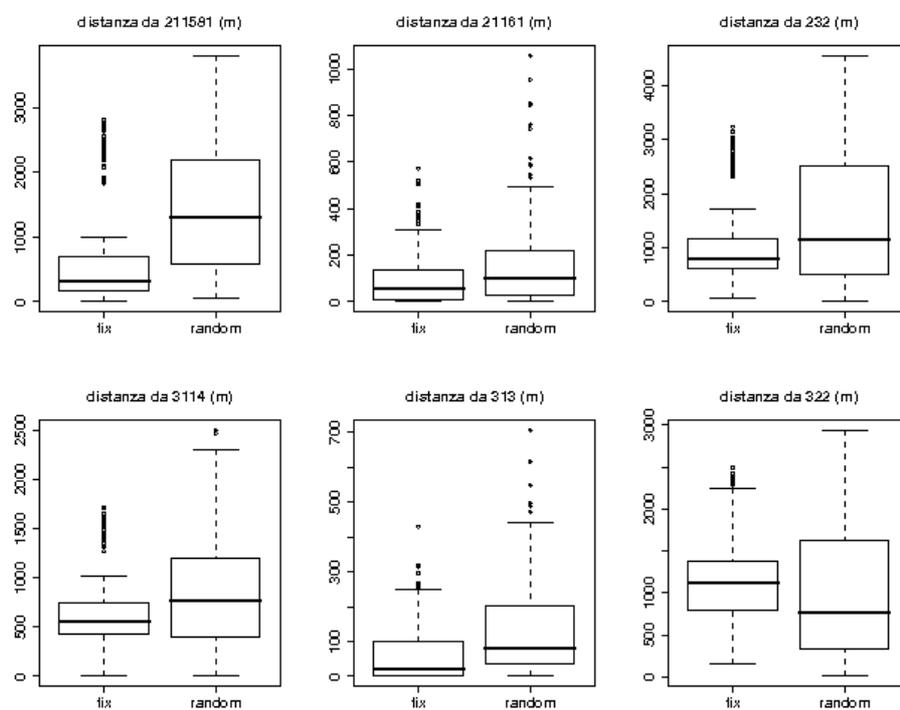


Figura 10.55: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio VV - anno 2005 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili.

Verifica del modello

Il modello probabilistico al VI livello CORINE risulta avere una capacità predittiva (auc = 85%) migliore rispetto a quello al III livello (Figure 10.56-10.58).

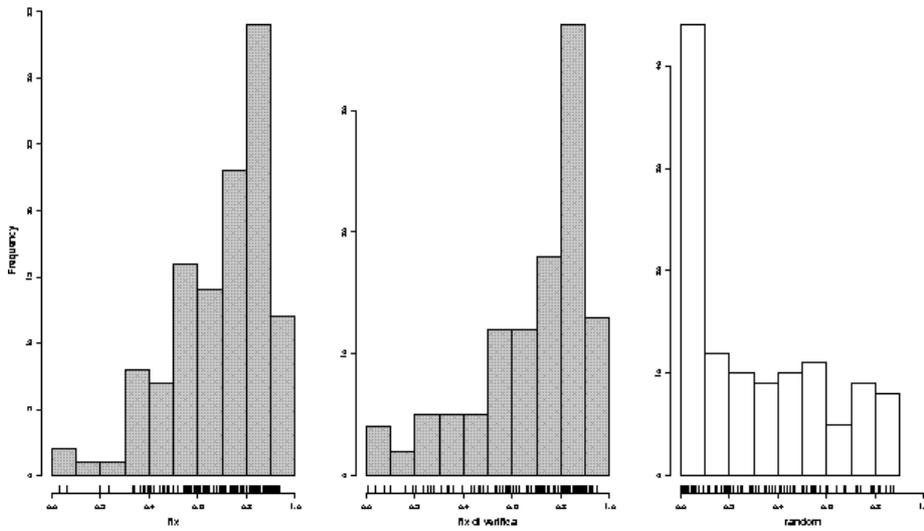


Figura 10.56: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

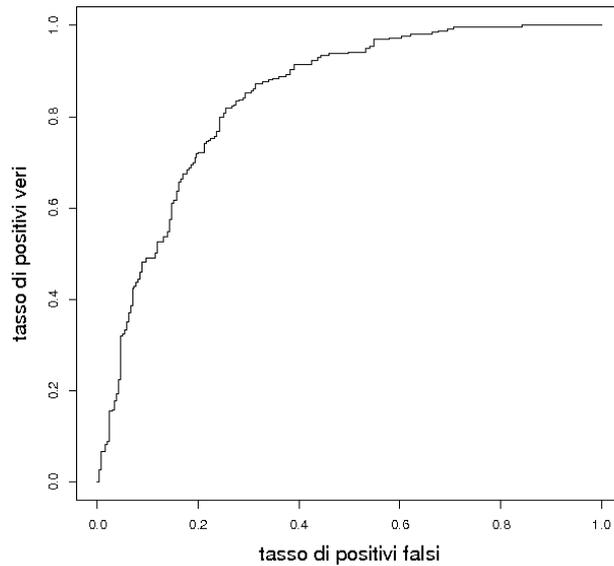


Figura 10.57: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.

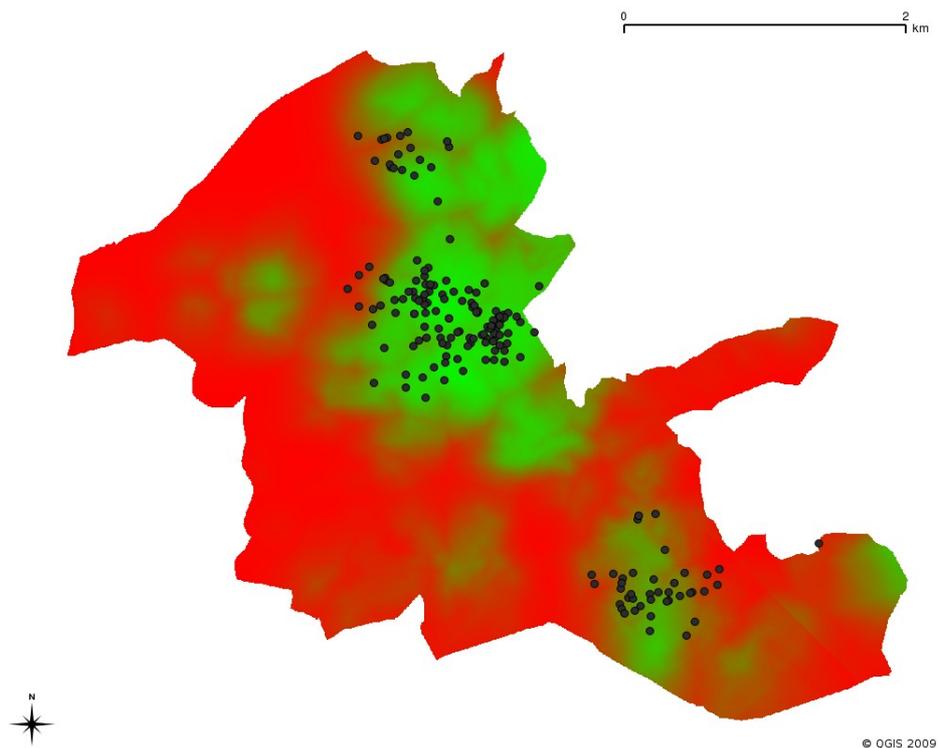


Figura 10.58: VV – anno 2005 – VI CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

Area di studio VV – anno 2006

Dall'analisi univariata di confronto tra i due gruppi (fix e random) abbiamo evidenziato le variabili che risultano diverse nei due campioni con i test di Wilcoxon e di Kolmogorov-Smirnov (Tabella 10.24).

Parametro	Test di Wilcoxon				Test di Kolmogorof Smirnov	
	W	P	mediana fix	mediana random	D	P
distanza da 11	23056	0.18	256.08	224.16	0.09	0.41
distanza da 1221	23361.5	0.11	369.26	310.39	0.16	0.01**
distanza da 1222	15574	<0.001***	112.28	204.89	0.26	<0.001***
distanza da 143	15036	<0.001***	1138.69	1862.59	0.36	<0.001***
distanza da 211	20644.5	0.52	273.97	292.53	0.07	0.73
distanza da 2111	18233	<0.01**	1529.37	2128.78	0.27	<0.001***
distanza da 2112	24164.5	<0.05*	70.47	46.29	0.19	<0.001***
distanza da 21133	19324	0.08	2761.07	2746.09	0.16	<0.01**
distanza da 211581	16627.5	<0.001***	182.77	428.70	0.28	<0.001***
distanza da 211582	18077.5	<0.01**	130.55	195.31	0.19	0.001***
distanza da 21161	19520	0.12	72.41	81.74	0.14	<0.05*
distanza da 21162	14835	<0.001***	103.02	312.21	0.30	<0.001***
distanza da 21171	16593.5	<0.001***	971.31	1345.21	0.25	<0.001***
distanza da 21172	18949	<0.05*	2763.34	2747.24	0.19	0.001***
distanza da 2118	21953	0.66	1670.42	1703.95	0.21	<0.001***
distanza da 2119	23224	0.14	268.20	248.54	0.13	0.06
distanza da 2211	25887.5	<0.001***	441.79	385.10	0.19	0.001***
distanza da 222	17761	<0.01**	963.73	953.59	0.29	<0.001***
distanza da 223	19092	0.06	264.27	261.15	0.16	<0.01**
distanza da 232	23283.5	0.13	1008.40	977.10	0.14	<0.05*
distanza da 3114	16546.5	<0.001***	529.36	802.86	0.30	<0.001***
distanza da 313	14495	<0.001***	33.68	96.58	0.29	<0.001***
distanza da 314	22144	0.55	137.05	120.51	0.10	0.29
distanza da 315	16257	<0.001***	1120.58	2014.06	0.35	<0.001***
distanza da 322	20972.5	0.71	907.40	1049.65	0.16	0.01**
distanza da 325	15365.5	<0.001***	967.96	1792.73	0.39	<0.001***
distanza da 333	18165	<0.01**	2826.12	2881.82	0.24	<0.001***
distanza da 511	20715	0.56	1307.64	1247.81	0.18	<0.01**
distanza da 512	27758.5	<0.001***	640.00	492.01	0.25	<0.001***
altitudine	28050.5	<0.001***	151.55	136.91	0.26	<0.001***
esposizione	21846.5	0.73	188.26	191.21	0.08	0.57
pendenza	22129	0.56	10.79	10.65	0.10	<0.001***
indice di Shannon	28222	<0.001***	1.43	1.19	0.26	<0.001***

Tabella 10.24: Risultati del Wilcoxon test per VV – anno 2006.

Abbiamo escluso le variabili non significativamente diverse in almeno uno dei due test. I parametri mantenuti per l'analisi successiva sono stati quindi:

- 1222 strade sterrate

- 143 aree recintate
- 2111 vivai
- 2112 cereali autunno-vernini
- 211581 miglioramenti ambientali – colture a perdere autunnali
- 211582 miglioramenti ambientali – colture a perdere primaverili
- 21162 favino
- 21171 residui colturali di colture autunno-vernine
- 21172 residui colturali di colture primaverili-estive
- 2211 vigneti
- 222 frutteti
- 3114 boschi ripariali
- 313 boschi misti
- 315 rimboschimenti
- 325 prode erbose
- 333 calanchi
- 512 bacini d'acqua
- altitudine
- indice di Shannon

Tra i parametri rimasti dopo l'esclusione in base alle statistiche univariate, abbiamo verificato l'esistenza di correlazioni (Tabella 10.25).

	d_1222	d_143	d_2111	d_2112	d_21156	d_211581	d_211582	d_21162	d_21171	d_21172	d_2211	d_222	d_3114	d_313	d_315	d_325	d_333	d_512	altitudine
d_143	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2111	-0.19	0.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2112	0	-0.15	-0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21156	0.15	0.86	0.74	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211581	-0.16	0.8	0.9	0.01	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_211582	-0.06	0.74	0.79	0.07	0.85	0.92	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21162	0.08	0.46	0.53	0.11	0.49	0.51	0.36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21171	0.39	0.7	0.41	-0.13	0.82	0.55	0.47	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_21172	0.5	-0.58	-0.89	0.14	-0.54	-0.81	-0.65	-0.46	-0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_2211	-0.14	-0.47	-0.34	-0.1	-0.6	-0.44	-0.32	-0.35	-0.68	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d_222	0.23	0.52	0.4	-0.08	0.16	0.12	0.05	0.2	0.21	-0.15	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-
d_3114	0.6	-0.01	-0.35	0.25	0.26	-0.11	-0.03	0.08	0.42	0.57	-0.26	-0.11	-	-	-	-	-	-	-
d_313	0.37	0.21	-0.1	0.01	0.18	0	0.12	-0.04	0.3	0.3	-0.04	0.01	0.27	-	-	-	-	-	-
d_315	0	0.95	0.96	-0.14	0.81	0.88	0.78	0.52	0.55	-0.78	-0.38	0.49	-0.21	0.05	-	-	-	-	-
d_325	0.11	0.99	0.9	-0.13	0.88	0.87	0.79	0.5	0.67	-0.67	-0.46	0.47	-0.05	0.15	0.98	-	-	-	-
d_333	0.54	-0.49	-0.84	0.08	-0.54	-0.83	-0.71	-0.43	-0.11	0.97	0.19	0.04	0.51	0.3	-0.7	-0.6	-	-	-
d_512	-0.21	0.27	0.41	-0.19	0.18	0.37	0.26	0.17	0.06	-0.48	0.15	0.27	-0.36	-0.13	0.38	0.32	-0.43	-	-
altitudine	-0.48	-0.42	-0.08	0.16	-0.28	-0.06	0	-0.13	-0.5	-0.09	0.32	-0.25	-0.18	-0.31	-0.26	-0.36	-0.2	0.02	-
shannon	-0.33	-0.42	-0.27	-0.01	-0.4	-0.29	-0.25	-0.46	-0.37	0.1	0.06	-0.27	-0.25	-0.38	-0.37	-0.42	0.08	-0.23	0.34

Tabella 10.25: Valori della correlazione (Pearson) tra i parametri per VV – anno 2006. In grassetto i valori superiori all'80%.

In caso di correlazione maggiore o uguale all'80% abbiamo escluso dall'analisi i parametri che avevano un'importanza eco-etologica minore per la specie, o che erano presenti con un numero di particelle irrilevanti nelle aree di studio.

Sulla base delle stesse considerazioni fatte per il 2005 abbiamo escluso dall'analisi le prode erbose (325), i rimboschimenti (35), le recinzioni (143) e le colture a perdere primaverili (211582). I vivai (2111), le colture a perdere autunnali (211581) e i residui culturali di colture primaverili-estive (21172) sono correlati tra loro; abbiamo deciso di mantenere le colture a perdere in quanto più numerose e di maggior interesse biologico (le altre due categorie sono rappresentate da un appezzamento ciascuna). La distanza dalle colture a perdere è correlata anche con i calanchi (333); il calanco è uno solo ma di discreta estensione, la correlazione è dovuta al fatto che quest'ultimo si trova nella zona sud dell'area di studio mentre i miglioramenti sono, per lo più nell'area a nord. Dato l'interesse ecologico per il fagiano di questi ambienti abbiamo preferito mantenere entrambe le categorie.

La regressione logistica è stata calcolata sulle variabili selezionate. La funzione probabilistica risultante è:

$$P = 1 / (1 + \exp(-0.61 + (\text{strade sterrate} \times (-1.99 \times 10^{-3})) + (\text{colt. perd. autunnali} \times 4.47 \times 10^{-3}) + (\text{favino} \times 3.25 \times 10^{-3}) + (\text{residui colt. autunno vern.} \times (-4.73 \times 10^{-3})) + (\text{vigneti} \times (-2.42 \times 10^{-3})) + (\text{frutteti} \times 2.35 \times 10^{-3}) + (\text{boschi ripariali} \times 1.86 \times 10^{-3}) + (\text{boschi misti} \times 4.62 \times 10^{-3}) + (\text{calanchi} \times 2.19 \times 10^{-3}) + (\text{bacini d'acqua} \times (-4.47 \times 10^{-3})) + (\text{altitudine} \times (-1.42 \times 10^{-2})) + (\text{shannon} \times -1.05)))$$

Per una miglior lettura dei risultati si rimanda alla Tabella 10.26 e alle Figure 10.59 e 10.60.

	<i>distanza da</i>	<i>Estimate</i>	<i>errore standard</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>intercetta</i>		-0.6072551	2.1255433	-0.286	0.78
<i>d_1222</i>	strade sterrate	-0.0019903	0.0013531	-1.471	0.14
<i>d_211581</i>	miglioramenti ambientali – colture a perdere autunnali	0.0044652	0.0011194	3.989	<0.001***
<i>d_21162</i>	favino	0.0032536	0.0007598	4.282	<0.001***
<i>d_21171</i>	residui colturali autunno vernini	-0.0047324	0.0009737	-4.860	<0.001***
<i>d_2211</i>	vigneti	-0.0024230	0.0008393	-2.887	<0.01**
<i>d_222</i>	frutteti	0.0023476	0.0005339	4.397	<0.001***
<i>d_3114</i>	boschi ripariali	0.0018641	0.0006301	2.959	<0.01**
<i>d_313</i>	boschi misti	0.0046168	0.0015289	3.020	<0.01**
<i>d_333</i>	calanchi	0.0021896	0.0006541	3.347	<0.001***
<i>d_512</i>	bacini d'acqua	-0.0044748	0.0007667	-5.837	<0.001***
<i>altitudine</i>		-0.0141575	0.0078233	-1.810	0.07
<i>indice di Shannon</i>		-1.0511503	0.5452687	-1.928	0.05*

Tabella 10.26: Variabili e coefficienti selezionati dall'analisi logistica multivariata per il VI livello di CORINE landcover nell'area di studio VV nell'anno 2006 (AIC = 416.3).

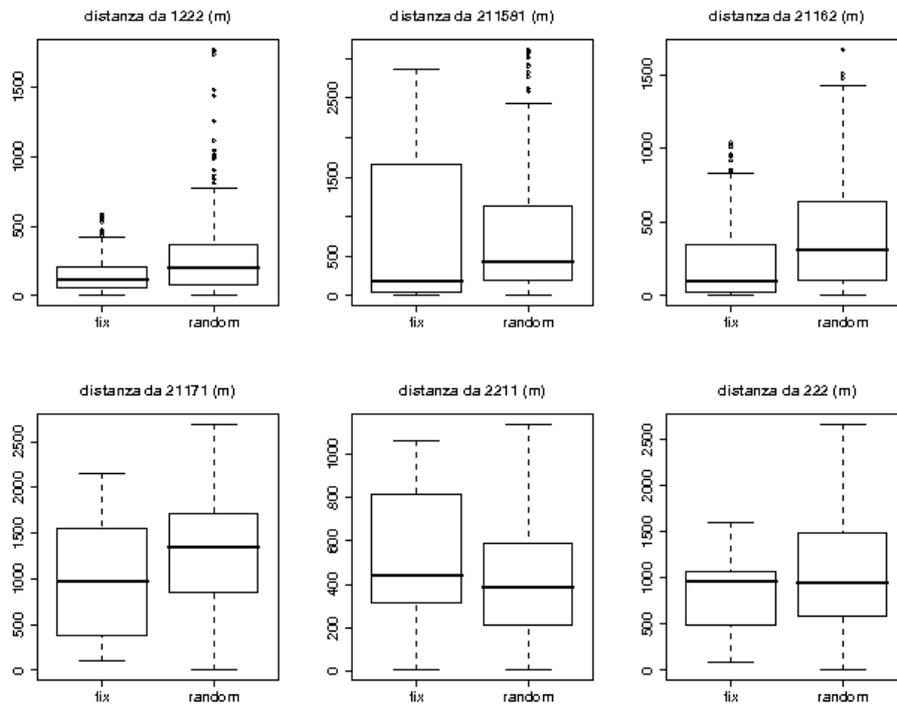


Figura 10.59: Confronto tra i *fix* e i *random* nell'area di studio VV - anno 2006 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili (*segue*).

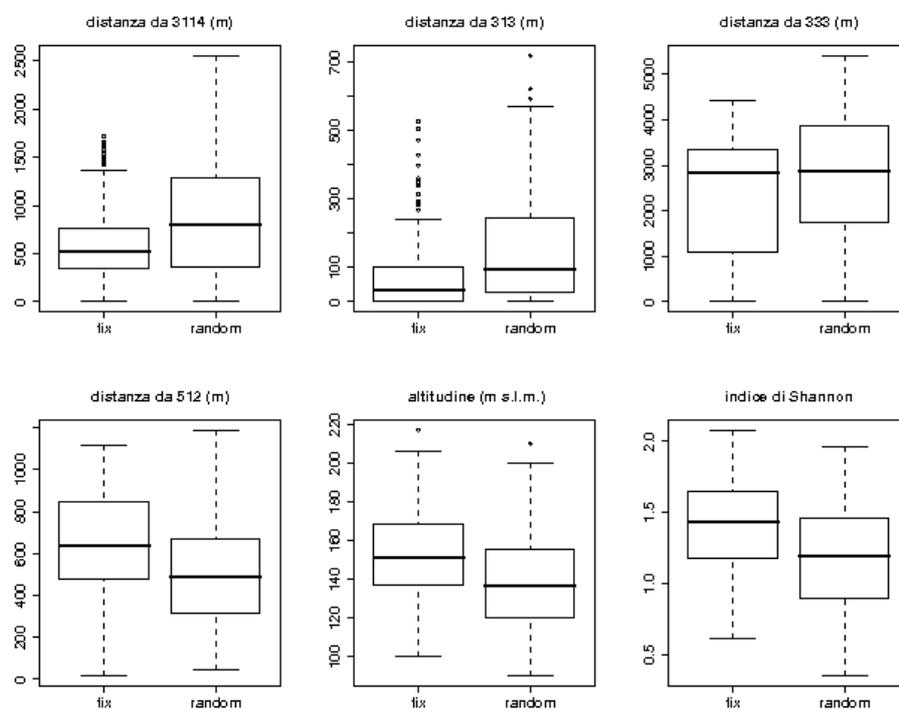


Figura 10.60: Confronto tra i fix e i random nell'area di studio VV - anno 2006 - per le distanze dai vari usi del suolo utilizzati dalla funzione probabilistica; sono indicati mediana e quartili.

Verifica del modello

Come per l'anno 2005, il modello probabilistico al VI livello CORINE per il 2006, risulta avere una capacità predittiva (auc = 84%) migliore rispetto a quello al III livello (Figure 10.61-10.63).

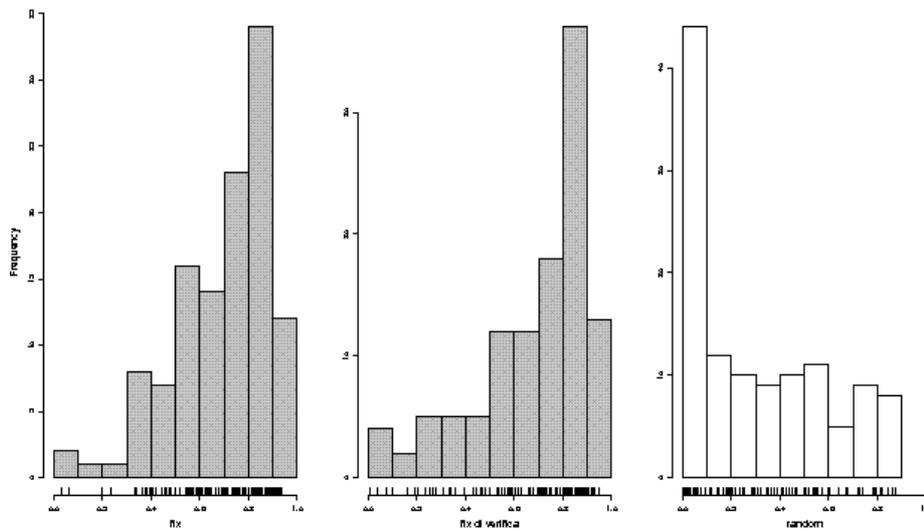


Figura 10.61: Distribuzione di frequenza dei fix usati per la definizione del modello, dei fix di verifica e dei punti random sulla base della probabilità stimata dal modello.

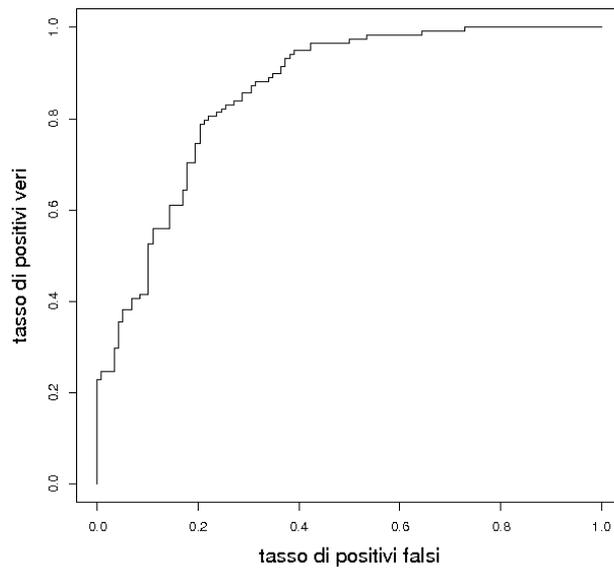


Figura 10.62: Confronto (grafico ROC) tra il tasso di positivi veri e falsi nella predizione applicando la funzione elaborata per il modello.

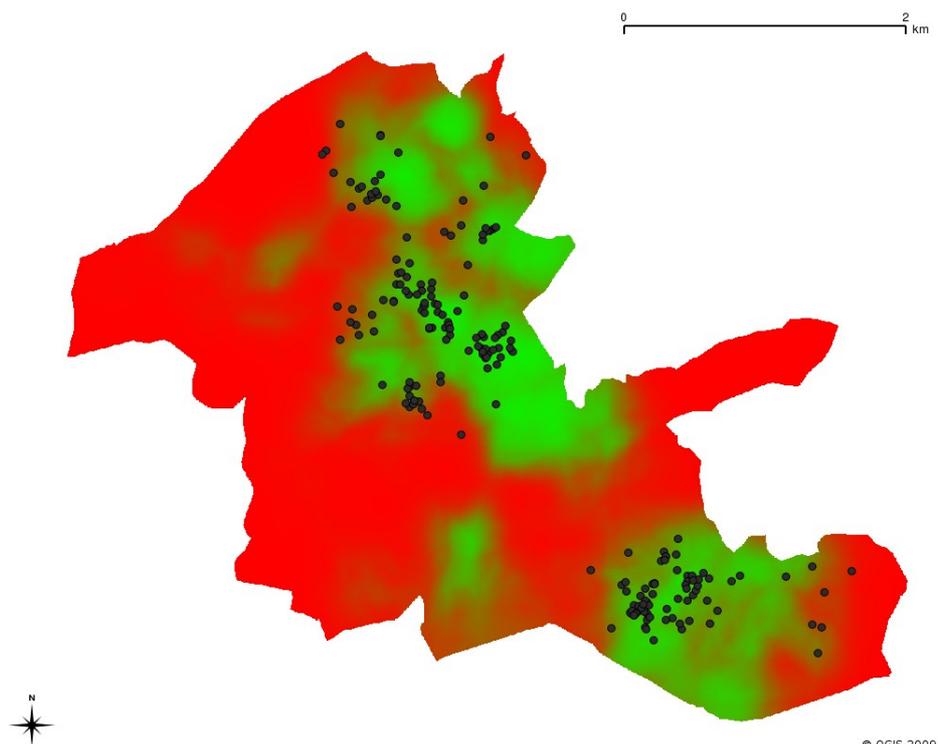


Figura 10.63: VV – anno 2006 – VI CORINE landcover. In grigio i fix di verifica. La colorazione va dal rosso (0% di probabilità di presenza del fagiano) al verde (100%).

10.3.3 Confronto tra i modelli

I modelli elaborati considerando l'uso del suolo al III livello del CORINE landcover risultano più generali, perché applicabili a tutti gli anni di studio ma hanno una capacità predittiva peggiore rispetto ai modelli particolareggiati (VI livello) elaborati separatamente per i due anni (Tabella 10.27 e Figure 10.64 e 10.65).

<i>zona</i>	<i>livello di CORINE landcover</i>	<i>auc %</i>
LN	III livello – modello generale	69
	VI – anno 2005	84
	VI – anno 2006	86
VV	III livello – modello generale	69
	VI – anno 2005	85
	VI – anno 2006	84

Tabella 10.27: Confronto tra le aree sottese alle curve (auc) nei differenti grafici ROC dei modelli.

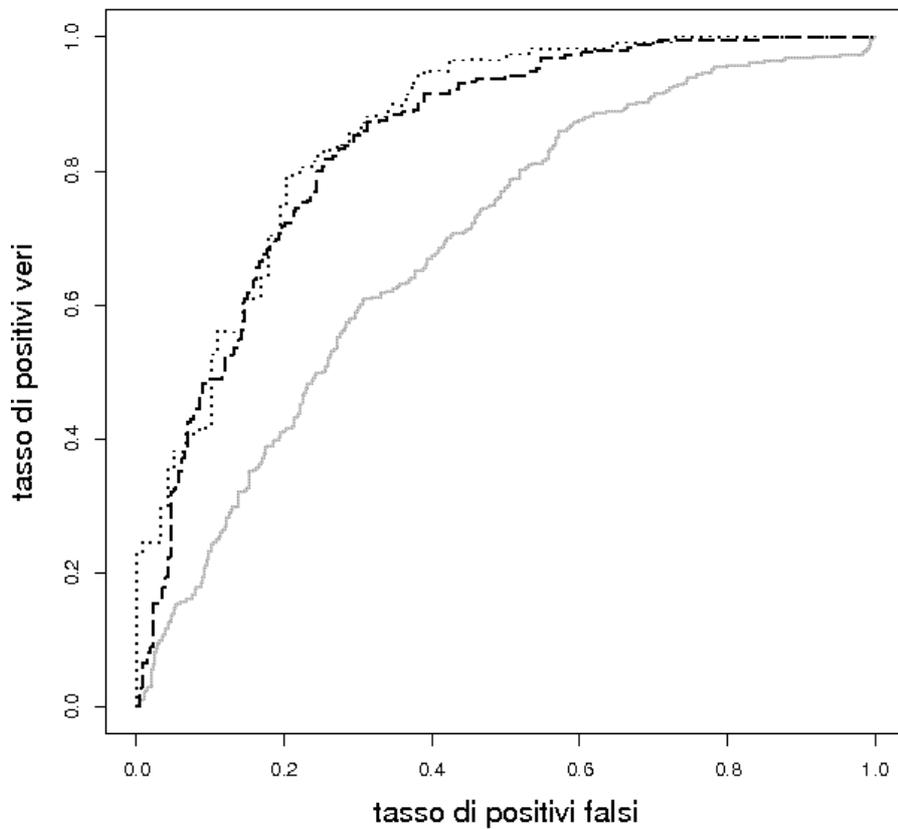


Figura 10.64: Confronto tra i grafici ROC dei tre modelli per l'area di studio LN: in grigio la capacità di predizione del modello generalizzato al III livello CORINE; in nero tratteggiato il modello al VI livello CORINE per il 2005 e in nero punteggiato il modello al VI livello CORINE per il 2006.

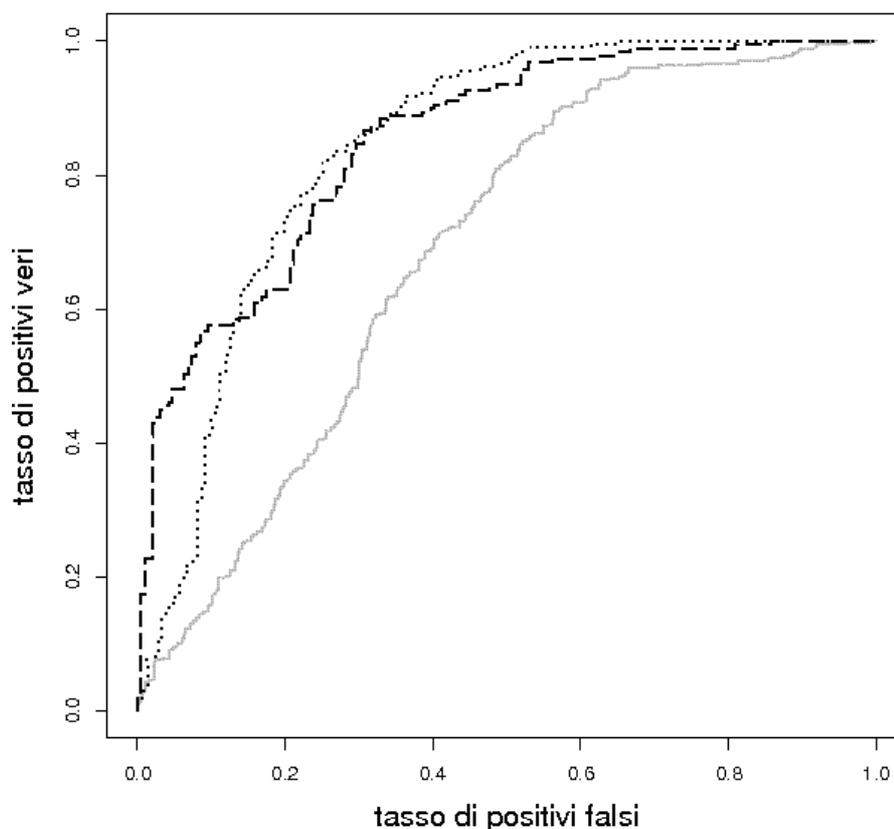


Figura 10.65: Confronto tra i grafici ROC dei tre modelli per l'area di studio VV: in grigio la capacità di predizione del modello generalizzato al III livello CORINE; in nero tratteggiato il modello al VI livello CORINE per il 2005 e in nero punteggiato il modello al VI livello CORINE per il 2006.

10.4 Discussione

Le due aree di studio sono entrambe prevalentemente coltivate, ma si differenziano per l'altitudine (una è totalmente pianeggiante mentre l'altra è collinare) e per la presenza di aree boschive e arbustive (assenti a LN e presenti invece a VV). La variabilità culturale a LN è più alta che a VV dove sono invece presenti più categorie boschive.

L'analisi delle frequenze con cui le fagiane sono state localizzate nei diversi ambienti sembra rispecchiare questa differenza tra le aree di studio. Risultano più usati infatti i seminativi in entrambe le zone, con l'aggiunta a VV delle

aree boschive. Risultano inoltre delle differenze tra anni che però non sono interpretabili a questo livello di analisi.

Non abbiamo effettuato analisi riguardo all'eventuale differenza tra le preferenze ambientali di fagiane giovani e adulte, assumendo che tali differenze non ci fossero, sulla base di quanto dimostrato in uno studio analogo (Genovesi, Besa, e Toso 1999).

Con il test di Bonferroni, che analizza le scelte ambientali in relazione alla disponibilità nell'area di studio, si nota come, mentre nell'area di pianura le fagiane mostrano una netta preferenza per i seminativi, nell'area collinare la scelta ricade sui boschi. A VV infatti, malgrado i seminativi siano usati abbondantemente (come mostrato dalla sola analisi delle frequenze) vengono evitati (rispetto alla disponibilità) e le fagiane preferiscono nettamente le aree boscate. L'indagine a livello più approfondito ci ha permesso di evidenziare come la scelta delle fagiane di LN all'interno delle aree coltivate riguardi i cereali autunno-vernini, a scapito delle coltivazioni di barbabietola, leguminose, mais e girasole che invece vengono evitate. Questa preferenza per ambienti ad alta copertura e con colture non sarchiate, effettuata dalle fagiane durante tutto il periodo riproduttivo, coincide con le caratteristiche ambientali descritte per il punto di nidificazione (Shipley e Scott 2006; Clark, Schmitz, e Bogenschutz 1999; Fabbrizzi 2006)

Il metodo di Bonferroni, per quanto valuti la scelta in relazione alla disponibilità totale di superficie, non tiene conto della distribuzione spaziale delle risorse nell'ambiente. Per valutare anche questo dato abbiamo svolto l'analisi geografica, misurando per ogni localizzazione: alcuni parametri fisici (l'altitudine, l'esposizione e la pendenza), l'indice di Shannon (come parametro di variabilità ambientale intorno al fix) e le distanze dai vari usi del suolo. Tale analisi permette di considerare i dintorni degli ambienti frequentati dalle fagiane, non limitando lo studio al solo punto di localizzazione.

Il confronto con i punti random ci conferma la scelta attiva, da parte delle fagiane, di alcuni ambienti rispetto ad altri, come già mostrato da studi precedenti (Smith, Stewart, e Gates 1999; Homan, Linz, e Bleier 2000).

I risultati ottenuti tramite il metodo Bonferroni sono di interpretazione più immediata in quanto mostrano quali siano gli ambienti selezionati in modo positivo o negativo. L'interpretazione delle funzioni probabilistiche è invece più complessa in quanto tiene conto di numerose variabili con effetti integrati tra di loro. In generale possiamo osservare come a tutti i livelli di analisi ci sia la tendenza ad evitare le aree antropizzate, in entrambe le aree di studio. Le funzioni probabilistiche confermano l'importanza delle coltivazioni di cereali autunno-vernini a LN e l'assenza della loro importanza a VV. Va notato come a LN i coltivi non vengano evidenziati dall'analisi più generale, probabilmente perché ricoprono la quasi totalità dell'area di studio. L'importanza invece delle colture di cereali autunno-vernini (già evidenziati dal test di Bonferroni), rispetto alle altre

colture, emerge chiaramente quando si analizzi in modo più dettagliato il mosaico di appezzamenti presenti nella zona. L'importanza dei boschi misti e di altre aree boschive e cespugliate emerge a tutti i livelli di analisi per l'area di VV. In entrambe le zone emerge, all'analisi più dettagliata, la fruizione, da parte delle fagiane, degli interventi di miglioramento ambientale appositamente realizzati per la specie. Questo risultato è di conforto alla gestione svolta nelle aree di studio ed è in accordo con quanto riscontrato in altri studi, sia per colture a perdere simili alle nostre, che per interventi di miglioramento ambientale di tipo diverso (Nielson et al. 2008; Draycott et al. 2009; Gatti, Dumke, e Pils 1989).

Le funzioni probabilistiche, al di là di informazioni sull'influenza positiva o negativa della vicinanza di determinate categorie di ambienti, sono importanti per la capacità predittiva che, tenendo conto di numerosi fattori, evidenzia quali siano le zone geografiche più idonee al fagiano. Data la distribuzione non omogenea delle risorse ambientali, le misure delle distanze non seguono una curva normale; questo impone prudenza nella valutazione dei risultati della statistica parametrica utilizzata per la costruzione del modello probabilistico. Malgrado questa premessa, la verifica dei dati effettuata con i fix appositi e con i punti random ha permesso di valutare una discreta capacità predittiva dei modelli. Le funzioni elaborate per il III livello CORINE hanno una capacità predittiva minore di quelle al VI CORINE che però perdono di generalizzazione, non potendo essere facilmente applicati ad ambienti diversi e ad anni differenti.

È importante rilevare come l'ambiente nel periodo che va da marzo a luglio subisca alle nostre latitudini modifiche notevoli, soprattutto nei campi coltivati. In essi, infatti, la copertura erbacea, praticamente inesistente all'inizio del periodo, diviene massima verso giugno e si riduce fortemente in seguito alla raccolta del prodotto. I nostri dati di uso del suolo non tengono conto di queste variazioni temporali. Nel nostro studio non abbiamo suddiviso lo studio in sottoperiodi a causa del campione di dati, a nostro parere, non sufficiente per fornire indicazioni affidabili. Genovesi, Besa, e Toso (1999) che invece hanno fatto questa suddivisione, hanno mostrato come nel periodo precedente alla nidificazione entrambi i sessi si mantengano maggiormente nelle aree alberate e in giugno si spostino in ambienti più aperti. Questo può essere messo in relazione a preferenze della specie per ambienti più chiusi durante la prima fase e più aperti per la successiva ma anche a modifiche dell'ambiente aperto che è molto esposto nel primo periodo a causa della vegetazione bassa e che diviene, in seguito, in grado di fornire copertura e rifugio all'inizio dell'estate.

A parte il fatto che le fagiane evitino gli ambienti molto antropizzati non ci sono indicazioni generalizzabili sulle preferenze ambientali dei nostri fagiani nelle due aree di studio. Gli ambienti antropizzati sono risultati evitati anche in un altro studio (Schilowsky 2004). In altre pubblicazioni (ad esempio: (Genovesi, Besa, e Toso 1999; Homan, Linz, e Bleier 2000; Lachlan e Bray 1976) tali ambienti non sono considerati nell'analisi delle preferenze ambientali,

non sempre è chiaro se sia per mancanza di queste categorie nelle aree di studio o per scelta analitica.

Nell'area di pianura i cereali autunno-vernini risultano essere molto importanti, mentre in quella collinare forte peso è dato alla presenza di boschi. In generale la scelta sembra venir fatta sulla base di molteplici fattori non generalizzabili.

Il fagiano è un animale molto diffuso a livello mondiale e che si è adattato ad ambienti anche molto diversi tra di loro. Dall'analisi degli studi fatti su questo argomento risultano alcuni dati concordanti, come l'importanza delle aree boschive, e altri leggermente discordanti.

In generale il fagiano, indipendentemente dal sesso, risulta prediligere per il periodo invernale ambienti boschivi e spostarsi in periodo primaverile verso gli ambienti aperti (Schilowsky 2004; Lachlan e Bray 1976; Leif 2005; Genovesi, Besa, e Toso 1999; Hill e Ridley 1987). L'uso del bosco risulta essere quindi in buona parte stagionale. Sono state dimostrate anche variazioni giornaliere, con l'utilizzo delle zone aperte soprattutto all'alba, al tramonto (per l'alimentazione e, in periodo riproduttivo, per i display sessuali dei maschi) e durante la notte e la preferenza delle aree boschive, come rifugio, nelle ore più calde della giornata (Genovesi, Besa, e Toso 1999; Leif 2005; Leptich 1992).

Fatte salve le variazioni stagionali, laddove siano presenti ambienti boschivi, alberati o arbustivi, si registra una preferenza per queste categorie da parte del fagiano come risulta da studi svolti su entrambi i sessi (Smith, Stewart, e Gates 1999; Genovesi, Besa, e Toso 1999). In due studi effettuati su femmine di fagiano in periodo riproduttivo, la situazione è risultata molto simile a quanto osservato nell'area di VV; si è registrata infatti una selezione positiva dei boschi (in un caso con variazione del tipo di bosco a livello stagionale), mentre le coltivazioni (per quanto presenti abbondantemente negli home range) risultavano usate in ragione della disponibilità, quando non evitate attivamente (Hill e Ridley 1987; Schilowsky 2004). La preferenza per gli ambienti boschivi è dimostrata anche per i maschi, dove è stata trovata una correlazione negativa tra dimensione dell'home range e la presenza di aree boscate; gli home range sono più piccoli laddove racchiudono aree maggiori di aree boscate e cespugliate (Lachlan e Bray 1976; Leif 2005). Oltre alla percentuale di aree boscate all'interno dell'home range è risultata importante, in entrambi i sessi, la distanza dal bordo delle aree alberate; gli animali tendono infatti a non allontanarsi oltre gli 800 metri da tali margini (Genovesi, Besa, e Toso 1999). La mediana per i nostri dati è intorno ai 1000 metri, con un max di 2600 metri; è possibile che questo allontanarsi maggiormente dalle aree coperte, nel nostro studio, sia da attribuirsi, da una parte alla scarsità di tali aree nella zona di LN e dall'altra ad ambienti generalmente più favorevoli per la specie, rispetto alle aree della pianura padana in cui si è svolto lo studio di Genovesi. In uno studio sulla territorialità dei maschi di fagiano è stato messo in evidenza come esistano due strategie territoriali, quella dei maschi stanziali, con home range più piccoli e quella dei maschi erra-

tici che mostrano home range maggiori. Gli home range dei maschi stanziali hanno al loro interno una percentuale maggiore di aree boschive che è stata interpretata come dovuta alla capacità di questi maschi di assicurarsi territori migliori potendo mantenere l'home range riproduttivo più limitato nello spazio (Leif 2005). Relativamente ai maschi in periodo riproduttivo, oltre alle aree boschive sono risultati fondamentali gli ambienti di margine e le siepi, tanto che le aree prive di queste categorie ambientali, non vengono comprese nei territori riproduttivi (Lachlan e Bray 1976). Il fatto che la scelta di determinati ambienti sia dettata da esigenze eco-etologiche della specie e non da variabilità individuale sembra essere dimostrata dal fatto che le aree usate come territori dai maschi sono le stesse in anni diversi malgrado il tasso di sopravvivenza basso da un anno all'altro porti ad ipotizzare che non siano gli stessi individui ad occuparli (Lachlan e Bray 1976).

Laddove presenti aree umide i fagiani mostrano di preferire questi ambienti (Leptich 1992; Homan, Linz, e Bleier 2000; Gatti, Dumke, e Pils 1989). Nel nostro caso non erano presenti ambienti di questo tipo per cui un confronto non è possibile.

Riguardo all'uso delle aree aperte la situazione è meno chiara. In alcuni studi, come il nostro, relativo all'area collinare, le coltivazioni risultano scarsamente utilizzate (Homan, Linz, e Bleier 2000; Gatti, Dumke, e Pils 1989; Leptich 1992). In altri, in accordo con i nostri dati relativi all'area pianeggiante di LN, sono selezionate e al loro interno sono preferite le colture autunnali ed evitate quelle sarchiate (Hanson e Progulske 1973; Genovesi, Besa, e Toso 1999). La selezione negativa dei coltivi rilevata invece da Gatti, Dumke, e Pils (1989) potrebbe essere dovuta al fatto che le colture in atto erano tutte di mais. Il tipo di coltivazione usata dai fagiani varia durante la stagione, anche in relazione alla disponibilità di seme e di copertura; in una ricerca in South Dakota è stato dimostrato infatti come nel periodo di giugno i fagiani prediligessero i campi di cereali a seme piccolo e si spostassero (probabilmente in seguito alla raccolta) nei mesi di luglio e di agosto nei campi di mais (Hanson e Progulske 1973). In un ambiente di pianura del nord Italia, i maschi e le femmine hanno mostrato una diversa selezione dell'habitat nel periodo successivo alla nidificazione con una predilezione dei fagiani per i campi di foraggiere e delle femmine per le aree coltivate (Genovesi, Besa, e Toso 1999). È probabile che gli ambienti coltivati siano evitati laddove, nei dintorni, siano presenti ambienti aperti non coltivati che possono fornire rifugio e maggiori risorse alimentari. Nei casi in cui invece questi ambienti siano assenti o molto scarsi i fagiani risultano adeguarsi all'uso delle aree coltivate. Anche nel caso dei campi di foraggiere le indicazioni sono contrastanti. Dai risultati di uno studio le femmine risultano evitarli in inverno (Leptich 1992) mentre da un'altra ricerca risulta che prediligano i campi di erba medica nei mesi da giugno ad ottobre (Hanson e Progulske 1973). È possibile che ci sia una scelta stagionale ma è anche possibile che le situazioni varino in ambienti diversi. In particolare per i campi di foraggiere infatti è dif-

ficile giungere a conclusioni generali in quanto spesso i miscugli di seme usato e anche la gestione del campo (il numero di sfalci e i periodi di lavorazione) variano fortemente da zona a zona.

Dalla panoramica precedente risulta piuttosto chiaro come il fagiano sia in grado di adattarsi ad ambienti diversi e di scegliere, all'interno di un'area, le zone più idonee a più livelli di scala. Ad un primo livello di indagine la composizione specifica della vegetazione o dei coltivi risulta di scarsa importanza rispetto alla struttura dell'habitat (ambienti alberati vs ambienti aperti, in relazione al periodo dell'anno o del giorno ed esclusione delle aree antropizzate). Ad un livello di analisi più dettagliata entrano però in gioco numerose variabili, come evidenziato anche dai parametri considerati dalle funzioni probabilistiche, che mostrano come divenga importante anche la struttura della vegetazione (con la scelta ad esempio tra differenti tipi di boschi o di coltivi) e la forma del paesaggio nel suo insieme. Una considerazione molto simile è stata fatta anche per un'altra specie di fasianide, il *Symanticus*, in Cina (Xu et al. 2006). L'importanza di effettuare analisi a più scale di approfondimento è dovuta al fatto che la complessa scelta effettuata dagli animali, risulta basata su una molteplicità di caratteristiche e componenti che rischiano di non essere messi in evidenza da analisi basate su un'unica scala, come già mostrato da Orians e Wittenberger (1991).

Dal punto di vista gestionale la nostra analisi conferma l'importanza di ambienti costituiti da un mosaico vario di ambienti (al fine di fornire possibilità di adattamento alle caratteristiche della zona) e l'assenza di regole semplici. Tale riflessione è in accordo anche con quanto mostrato riguardo all'importanza di ambienti frammentati e vari, comprendenti aree estese a basso disturbo antropico per il successo riproduttivo della specie (Clark e Bogenschutz 1999).

Per quanto riguarda i metodi di studio delle preferenze ambientali il Bonferroni risulta essere ancora un ottimo metodo di indagine e di confronto tra pubblicazioni diverse in quanto largamente usato. In genere tale test è svolto a due livelli; un primo livello confronta la composizione percentuale all'interno dell'home range (calcolato come MCP al 100%) con la composizione percentuale dell'area di studio; un secondo livello approfondisce confrontando la percentuale di localizzazioni in un dato ambiente con la percentuale di tale ambiente all'interno dell'home range. Come dimostrato chiaramente nel capitolo relativo ai metodi di studio dell'home range, tale misura è discutibile, dipendente dal metodo e anche dal software utilizzato. Il metodo dell'MCP, spesso usato in questo contesto, ha alcune peculiarità certamente positive ma produce home range che racchiudono al loro interno aree mai utilizzate dall'animale. Per questo motivo riteniamo che sia più informativo applicare il Bonferroni in un confronto diretto tra le localizzazioni effettive e la disponibilità ambientale dell'area di studio, come fatto anche da Leptich (1992).

La possibilità di utilizzo delle tecniche GIS applicate agli studi in campo ecologico fornisce strumenti di analisi nuovi e di grande interesse. Tra le

analisi delle preferenze ambientali di cui abbiamo trattato, solo due lavori elaborano un modello probabilistico della scelta dell'habitat. In particolare si tratta del lavoro di JIA, WANG, e ZHENG (2005) e di Xu Xu et al. (2006) su tre specie di fasianidi. Non abbiamo trovato invece analisi di questo tipo relativi al *Phasianus colchicus*. L'analisi fatta da Xu et al. (2006) è molto simile alla nostra ma non arriva ad una elaborazione geografica della funzione elaborata. Nel lavoro di JIA, WANG, e ZHENG (2005) invece viene riportata anche una mappa di probabilità di trovare le due specie oggetto di studio. Tale mappa è elaborata a partire da una griglia di quadrati per i quali è stata registrata la presenza/assenza della specie. Ci sono certamente casi in cui non sono facili da raccogliere dati affidabili e di entità sufficiente per effettuare un'analisi geografica fine (si pensi ad ambienti molto difficili da esplorare o a specie a densità molto bassa; nel qual caso l'uso della griglia e del dato di presenza/assenza può essere l'unico utilizzabile). Laddove però sia possibile, o siano addirittura già disponibili, dati di radiotracking o di osservazione georeferenziati, riteniamo che sia molto utile analizzarli anche con il supporto degli strumenti GIS, che permettono un livello di dettaglio molto più elevato (tramite analisi di immagini vettoriali e raster). L'uso per la creazione di raster della tecnica della finestra mobile, che permette di sintetizzare in un valore puntiforme l'indice ambientale di un'area di dimensione variabile in base alle esigenze, è, a nostro avviso, molto utile per il calcolo, non solo degli indici di variabilità standard, ma anche di altri indici elaborati.

L'interesse delle funzioni probabilistiche risiede non solo nella descrizione delle caratteristiche ambientali importanti o di disturbo per la specie, ma anche nella possibilità di realizzare delle mappe utili alla gestione e alla verifica dei risultati nel tempo. Tali elaborazioni possono inoltre divenire dati geografici utili per analisi successive, ad esempio per la valutazione di impatto di alcuni interventi sulle specie presenti in un'area.

L'uso del CORINE landcover come standard per l'analisi delle preferenze ambientali e, più in generale, come standard descrittivo dell'uso del suolo per le ricerche ecologiche ci sembra una buona scelta. Tale classificazione infatti è documentata in modo ufficiale ed è organizzata in sottolivelli gerarchici che permettono di effettuare accorpamenti di ambienti in una categoria comune anche tra aree di studio molto diverse. Una delle difficoltà incontrate durante l'analisi dei lavori precedenti sull'ecologia del fagiano è stata quella di comprendere le distinzioni tra habitat con nomi simili o le similitudini tra habitat chiamati con termini diversi dai differenti autori. Non sempre infatti la descrizione dei tipi ambientali è fatta in modo esaustivo nelle pubblicazioni e, anche dove presente, rischia di risolversi in classificazioni arbitrarie e non facilmente interpretabili da ricercatori di ambienti geograficamente diversi. Per questo pensiamo che l'utilizzo, almeno come base, del codice CORINE landcover, possa facilitare il confronto tra i risultati di una specie in aree diverse o anche di differenti specie.

10.5 Bibliografia

- Akaike, H.** 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control* 19, no. 6: 716–723.
- Bossard, M., J. Feranec, J. Otahel, e European Environment Agency.** 2000. *CORINE land cover technical guide: Addendum 2000*. European Environment Agency Copenhagen.
- Byers, C. R., R. K. Steinhorst, e P. R. Krausman.** 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48, no. 3: 1050-1053.
- Clark, W. R., e T. R. Bogenschutz.** 1999. Grassland habitat and reproductive success of ringnecked pheasants in Northern Iowa. *Journal of Field Ornithology* 70, no. 3: 380-392.
- Clark, W. R., R. A. Schmitz, e T. R. Bogenschutz.** 1999. Site selection and nest success of ring-necked pheasants as a function of location in Iowa landscapes. *Journal of Wildlife Management* 63, no. 3: 976-989.
- Draycott, R. A.H, T. H Bliss, J. P Carroll, e K. Pock.** 2009. Provision of brood-rearing cover on agricultural land to increase survival of wild ring-necked pheasant *Phasianus colchicus* broods at Seefeld Estate, Lower Austria, Austria. *Conservation Evidence* 6: 6–10.
- Fabbrizzi, C.** 2006. Comportamento riproduttivo del fagiano (*Phasianus colchicus*): aspetti morfologici e ambientali. Tesi di laurea, Università degli Studi di Firenze.
- Gatti, R. C., R. T. Dumke, e C. M. Pils.** 1989. Habitat use and movements of female ring-necked pheasants during fall and winter. *Journal of Wildlife Management* 53, no. 2: 462-475.
- Genovesi, P., M. Besa, e S. Toso.** 1999. Habitat selection by breeding pheasants *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 5, no. 4: 193–201.
- Hanley, J. A., e B. J. McNeil.** 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143, no. 1: 29–36.
- Hanson, L. E, e D. R Progulsk.** 1973. Movements and cover preferences of pheasants in South Dakota. *The Journal of Wildlife Management*: 454–461.
- Hill, D. A., e M. W. Ridley.** 1987. Sexual segregation in winter, spring dispersal and habitat use in the pheasant(*Phasianus colchicus*). *Journal of Zoology* 212, no. 4: 657-668.
- Homan, H.J., G.M. Linz, e W.J. Bleier.** 2000. Winter Habitat Use and Survival of Female Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in Southeastern North Dakota. *The American Midland Naturalist* 143, no. 2: 463-480.

- Jia, Fei, Nan Wang, e Gmei Zheng.** 2005. Winter habitat requirements of White Eared-pheasant *Crossoptilon crossoptilon* and Blood Pheasant *Ithaginis cruentus* in south-west China. *Bird Conservation International* 15, no. 03: 303-312.
- Lachlan, C., e R. P. Bray.** 1976. Habitat selection by cock pheasants in spring. *Journal of Applied Ecology* 13, no. 3: 691-704.
- Leif, A. P.** 2005. Spatial ecology and habitat selection of breeding male pheasants. *Wildlife Society Bulletin* 33, no. 1: 130-141.
- Leptich, D. J.** 1992. Winter habitat use by hen pheasants in southern Idaho. *The Journal of Wildlife Management*: 376-380.
- Neu, C. W., C. R. Byers, e J. M. Peek.** 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38, no. 3: 541-545.
- Nielson, R. M, L. L. McDonald, J. P. Sullivan, C. Burgess, D. S. Johnson, D. H. Johnson, S. Bucholtz, S. Hyberg, e S. Howlin.** 2008. Estimating the Response of Ring-Necked Pheasants (*Phasianus Colchicus*) to the Conservation Reserve Program. *The Auk* 125, no. 2: 434-444.
- Orians, G. H, e J. F. Wittenberger.** 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist*: 29-49.
- Pallecchi, S., C. Porta, D. Spano, L. Lami, R. Petrini, e P. Cavallini.** 2007. R.li: un sostituto completo del vecchio r.le. VIII Meeting degli utenti italiani di GRASS e GFOSS; Roma.
- Schilowsky, R.** 2004. Survival and habitat use of breeding hen pheasants in eastern South Dakota. Thesis, South Dakota State University, Brookings, USA.
- Shipley, K., e D. P. Scott.** 2006. Survival and Nesting Habitat use by Sichuan and Ring-necked Pheasants Released in Ohio1. *Ohio Journal of Science (Ohio Academy of Science)* 106, no. 3.
- Sing, T., O. Sander, N. Beerenwinkel, e T. Lengauer.** 2005. ROCr: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics* 21, no. 20: 3940-3941.
- Smith, SA, NJ Stewart, e JE Gates.** 1999. Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-central Maryland. *The American Midland Naturalist* 141, no. 1: 185-197.
- Venables, W. N., e B. D. Ripley.** 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth. New York: Springer. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>.
- Venturato, E., A. Ghisla, D. Preatoni, C. Gasparini, F. Dessì-Fulgheri, Guido Tosi, e P. Cavallini.** 2009. A comparison among software for the estimation of home range: statistical differences and biological meaning. (in prep). inserito come Capitolo 8 della presente tesi.

Xu, J., X. Zhang, Z. Zhang, G. Zheng, X. Ruan, J. Zhu, e B. Xi. 2006. Multi-scale analysis on wintering habitat selection of Reeves's Pheasant (*Syrnaticus reevesii*) in Dongzhai National Nature Reserve, Henan Province, China. *Acta Ecologica Sinica* 26, no. 7: 2061-2067.

11 DISCUSSIONE GENERALE E CONCLUSIONI

I risultati a mio avviso più rilevanti di questo lavoro sono da una parte metodologici, dall'altra direttamente legati all'ecologia del fagiano.

Da un punto di vista metodologico, abbiamo chiarito come alcuni metodi ampiamente applicati siano validi per questa specie, mentre altri richiedano una cautela maggiore di quella comunemente applicata, ed altri ancora risultino non applicabili, in quanto determinati dallo specifico strumento adottato.

La *rule of thumb* generalmente adottata per determinare il peso massimo di una radio da applicare ad un uccello, senza influenzarne significativamente i parametri ecologici, si è rivelata troppo ottimistica; i risultati di questo lavoro indicano come sia opportuno essere molto più cauti. Di conseguenza, i risultati di molti studi precedenti devono essere vagliati con attenzione, e probabilmente in molti casi i livelli di mortalità stimati per gli animali con radio trasmettenti non sono gli stessi di quelli delle popolazioni non marcate.

Una delle assunzioni fondamentali di base dei *line transects* come metodo per la stima delle densità (la distribuzione random degli animali rispetto alle linee di censimento, ovvero le strade percorribili con mezzi motorizzati) è risultata valida per questa specie. Dato che il metodo di verifica è facilmente applicabile ad altre specie, se ne auspica una più vasta applicazione su specie ed ambienti differenti, prima di considerare affidabili le stime di censimenti realizzati tramite questo metodo.

Abbiamo evidenziato l'influenza del disturbo dell'operatore sul successo riproduttivo, fattore che invita ad una forte cautela nell'avvicinamento al nido e che va valutato in fase di progettazione di altri studi, nonché durante l'analisi dei risultati.

Infine, la misurazione dell'area vitale occupata da un individuo si è rivelata un parametro molto difficile da stimare; infatti, se i limiti delle misure basate sul minimo poligono convesso sono ben noti da tempo, il metodo alternativo più ampiamente utilizzato negli ultimi anni (analisi del kernel bivariato) non è implementato in modo simile nei vari software; i risultati dei vari studi rischiano di essere quindi influenzati maggiormente dallo specifico software utilizzato che da differenze fra animali. Inoltre, il nostro lavoro induce ad una maggior cautela nell'uso di programmi *closed source*, in cui non sia possibile valutare il funzionamento interno, e quindi la bontà dell'implementazione dell'algoritmo analitico. L'uso del software come una *black box* deve quindi essere evitato. A causa di questi problemi, è sempre raccomandabile (se applicabile) l'analisi diretta dei dati non interpolati (i singoli punti di localizzazione degli animali) piuttosto che quella del dato derivato (gli *home ranges* da questi derivati).

Da un punto di vista ecologico, il fagiano si è rivelata una specie complessa da analizzare. Questo è dovuto senz'altro a caratteristiche intrinseche; si tratta infatti di una specie con un ampio areale, quindi con una notevole flessibilità ed adattabilità comportamentale ed ecologica. Anche l'attuale gestione della specie, caratterizzata da ingenti immissioni di animali di allevamento, con selezioni in cattività spesso molto forti, trasferimenti di animali su scala continentale, e notevoli differenze nelle scelte gestionali (controllo dei predatori, presenza di miglioramenti ambientali finalizzati alla specie, presenza e diffusione delle aree interdette alla caccia, intensità e regolamentazione dell'attività venatoria) contribuisce a complicare il quadro complessivo.

Si confermano le forti differenze di sopravvivenza tra gli animali selvatici rispetto a quelli allevati in cattività e immessi in natura. Si riscontra una discreta stabilità sia temporale che quantitativa dei dati riproduttivi. Si conferma l'importanza della predazione, evidenziando però la rilevanza anche dell'impatto delle lavorazioni agricole e degli incidenti stradali, come fattore di mortalità.

I movimenti e l'uso dell'habitat sono sorprendentemente variabili, al punto che anche analisi molto dettagliate sull'uso del suolo e sulla strutturazione di modelli ambientali non danno risultati univoci e costanti. Sembra quindi che le fagiane non scelgano l'ambiente principalmente sulla base di caratteristiche macroscopiche, ma probabilmente in funzione di parametri più sottili (ad es. potrebbero essere importanti la densità degli steli di vegetazione e conseguente livello di copertura). E' possibile che questo tipo di scelta sia un adattamento di tipo antipredatorio, finalizzato a rendere difficoltosa anche per un predatore la selezione dell'habitat dove le probabilità di incontro con il fagiano siano maggiori. Sarà quindi opportuno, per ulteriori studi, misurare anche caratteristiche di microhabitat, e confrontare aree caratterizzate da pressione venatoria molto differenziata.

12 RINGRAZIAMENTI

La realizzazione del progetto è stata possibile grazie al finanziamento da parte della Regione Toscana (Direzione generale dello sviluppo economico - Settore Tutela della fauna e gestione faunistico-venatoria, meccanizzazione agricola e calamità naturali, sistemi irrigui – Dr *Paolo Banti*) e dell'Amministrazione Provinciale di Pisa (Ufficio Difesa Fauna – Dr. *Roberto Mazzoni della Stella*).

Il lavoro svolto in tre anni di progetto comprende i risultati di questa tesi e molto altro che qui non appare. Desidero ringraziare per l'impegno e la costanza tutti quelli che hanno partecipato a vario titolo (ricercatore, tesista, tirocinante, collaboratore). In particolare *Carlotta Canova*, *Serena Calastri*, *Claudia Gasparini* e *Claudia Fabbrizzi* per l'aiuto nelle lunghe giornate di marcatura, radiotracking e inserimento dati. *Francesca Bertini* e *Francesca Nencioni* per le analisi preliminari svolte nell'ambito della loro tesi di master. *Irene Lotti*, *Nicola Minuti*, *Yuri Gori* e *Giuseppe Vecchio* per le ore di tirocinio svolte con noi.

L'importante lavoro di analisi dell'uso del suolo è stato possibile grazie al lavoro del collega e amico *Daniele Scarselli* che ringrazio particolarmente.

Un ringraziamento a *Leonardo Lami* per l'aiuto nelle analisi geografiche, a *Riccardo Petrini* per il radiotracking e i censimenti, a *Walter Lorenzetti* per la realizzazione del sito web che ha facilitato la collaborazione del gruppo di lavoro.

Un ringraziamento a parte, e davvero grande, va a *Paolo Cavallini*, ideatore del progetto, valida guida e supporto per la pianificazione, l'analisi, la discussione dei risultati, nonché per i momenti di sconforto.

Si ringraziano inoltre i *presidenti* e i *volontari* delle ZRC per l'aiuto fornito durante il lavoro e tutta la *comunità* che ruota intorno al software libero per la disponibilità costante e il grande lavoro che svolge.

13 BIBLIOGRAFIA GENERALE

- Aarts, G. et al.**, 2008. Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, **31**(1), 140.
- Akaike, H.**, 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, **19**(6), 716–723.
- Aldridge, H. & Brigham, R.M.**, 1988. Load Carrying and Maneuverability in an Insectivorous Bat: A Test of The 5% "Rule" of Radio-Telemetry. *Journal of Mammalogy*, **69**(2), 379-382.
- Aldrovandi, U.**, 1600. *Ornithologiae*,
- Animove Team**, 2008. AniMove - Animal movement methods. Available at: <http://www.faunalia.it/animov/> [Consultato Aprile 24, 2008].
- Barg, J.J., Jones, J. & Robertson, R.J.**, 2005. Describing breeding territories of migratory passerines: suggestions for sampling, choice of estimator, and delineation of core areas. *Journal of Animal Ecology*, **74**(1), 139-149.
- Baskett, T.S.**, 1947. Nesting and production of the ring-necked pheasant in north-central Iowa. *Ecological Monographs*, 1-30.
- Billiard, F.**, 1991. *Estimating the home range of an animal: A brownian bridge approach*. The University of North Carolina.
- BirdLife International**, 2009. *Phasianus colchicus*. In *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1. Downloaded on 18 August 2009. Available at: www.iucnredlist.org [Consultato Agosto 17, 2009].
- Boag, D.A.**, 1972. Effect of radio packages on behavior of captive red grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **36**(2), 511-518.
- Bolker, G.R.W.I.R.S.C.A.D.C.B.B. & Lumley, T.**, *gplots: Various R programming tools for plotting data*,
- Börger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M.**, 2008. Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology letters*, **11**(6), 637-650.
- Börger, L., N. Franconi, G. De Michele, A. Gantz, e F. Meschi.** 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *J Animal Ecology* **75**: 1393-1405.
- Bossard, M., J. Feranec, J. Otahel, e European Environment Agency.** 2000. *CORINE land cover technical guide: Addendum 2000*. European Environment Agency Copenhagen.
- Brittas, R., V. Marcström, R. E. Kenward, e M. Karlbom.** 1992. Survival and breeding success of reared and wild ring-necked pheasants in Sweden. *The Journal of Wildlife Management*: 368-376.
- Buckland, S.T.**, 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, Oxford University Press, USA.

- Burger, G.V.**, 1966. Observations on aggressive behavior of male ring-necked pheasants in Wisconsin. *Journal of Wildlife Management*, **30**(1), 57-64.
- Byers, C.R., Steinhorst, R.K. & Krausman, P.R.**, 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, **48**(3), 1050-1053.
- Caizergues, A. & Ellison, L.N.**, 1998. Impact of radio-tracking on black grouse *Tetrao tetrix* reproductive success in the French Alps. *Wildlife Biology*, **4**(4), 205-212.
- Calenge, C.**, 2006. The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, **197**, 1035.
- Center for History and New Media at George Mason University, Zotero**, Available at: <http://www.zotero.org/about/>.
- Christ, A., Hoef, J.V. & Zimmerman, D.L.**, 2008. An animal movement model incorporating home range and habitat selection. *Environmental and Ecological Statistics*, **15**(1), 27-38.
- Clark, W.R. & Bogenschutz, T.R.**, 1999. Grassland habitat and reproductive success of ringnecked pheasants in Northern Iowa. *Journal of Field Ornithology*, **70**(3), 380-392.
- Clark, W.R., Schmitz, R.A. & Bogenschutz, T.R.**, 1999. Site selection and nest success of ring-necked pheasants as a function of location in Iowa landscapes. *Journal of Wildlife Management*, **63**(3), 976-989.
- Cochran, W.**, 1980. Wildlife telemetry. In S. Schemnitz, cur. *Wildlife management techniques manual*. Washington, D.C.: The Wildlife Society, pagg. 507-520.
- Conner, M., Plowman, B., Leopold, B. D., & Lovell, C.** 1999. Influence of time-in-residence on home range and habitat use of bobcats. *The Journal of Wildlife Management*, 261-269.
- Cotter, R.C. & Gratto, C.J.**, 1995. Effects of nest and brood visits and radio transmitters on rock ptarmigan. *The Journal of Wildlife Management*, **59**(1), 93-98.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L.**, 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 11*, Oxford University Press.
- Debian Community**, 2009. Debian GNU/Linux. www.debian.org. Available at: www.debian.org [Consultato Agosto 26, 2009].
- Delgado, M.D., Penteriani, V. & Nams, V.O.**, 2009. How fledglings explore surroundings from fledging to dispersal. A case study with Eagle Owls *Bubo bubo*. *Ardea*, **97**(1), 7-15.
- Della Posta, P.**, 1985. *La caccia con insidie nel grossetano Grosseto.*,

- Dixon, K.R. & Chapman, J.A.**, 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology*, **61**(5), 1040–1044.
- Draycott, R. A., Bliss, T. H., Carroll, J. P., & Pock, K.** 2009. Provision of brood-rearing cover on agricultural land to increase survival of wild ring-necked pheasant *Phasianus colchicus* broods at Seefeld Estate, Lower Austria, Austria. *Conservation Evidence*, **6**, 6–10.
- Draycott, R., Hoodless, A., Woodburn, M., & Sage, R.** 2008. Nest predation of Common Pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis*, **150**, 37-44.
- Draycott, R., Parish, D., Woodburn, M., & Carroll, J.** 2002. Spring body condition of hen pheasants *Phasianus colchicus* in Great Britain. *Wildlife Biology*, **8**, 261-266.
- Dumke, R.T. & Pils, C.M.**, 1979. Renesting and dynamics of nest site selection by Wisconsin pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, 705-716.
- ESRI - Environmental Systems Research Institute**, 1999. *ArcView GIS User Manual version 3.2.*, ESRI, Inc. Redlands. CA. USA.
- Evans, R. & Wolfe, C.J.**, 1967. Effects of nest searching on fates of pheasant nests. *Journal of Wildlife Management*, **31**(4), 754-759.
- Fabbrizzi, C.**, 2006. *Comportamento riproduttivo del fagiano (Phasianus colchicus): aspetti morfologici e ambientali*. Tesi di laurea. Università degli Studi di Firenze.
- Fox, J., Ash, W. C. F. M., Boye, T., Calza, S., Chang, A., et al.** 2008. *Rcmdr: R Commander*. Available at: <http://www.r-project.org>, <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Misc/Rcmdr/>.
- Gangestad, S. & Thornhill, R.**, 1998. The analysis of fluctuating asymmetry redux: the robustness of parametric statistics. *Animal behaviour*, **55**(2), 497-501.
- Gatti, R.C., Dumke, R.T. & Pils, C.M.**, 1989. Habitat use and movements of female ring-necked pheasants during fall and winter. *Journal of Wildlife Management*, **53**(2), 462-475.
- Genovesi, P., Besa, M. & Toso, S.**, 1999. Habitat selection by breeding pheasants *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology*, **5**(4), 193–201.
- Getz, W. M., Fortmann-Roe, S., Cross, P. C., Lyons, A. J., Ryan, S. J., et al.** (2007). LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. *PLoS ONE*, **2**, 207.
- Gitzen, R.A. & Millsaugh, J.J.**, 2003. Comparison of least-squares cross-validation bandwidth options for kernel home-range estimation. *Wildlife Society Bulletin*, 823-831.
- Godfrey, J.D. & Bryant, D.M.**, 2003. Effects of radio transmitters: review of recent radio-tracking studies. *Science for Conservation*, **214**, 83-95.

- Grahn, M.**, 1993. Mortality in the pheasant *Phasianus colchicus* during the breeding season. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **32**(2), 95-101.
- GRASS Development Team**, 2008. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*, Available at: <http://grass.osgeo.org>.
- Greenwood, R.J. & Sargeant, A.B.**, 1973. Influence of radio packs on captive mallards and blue-winged teal. *The Journal of Wildlife Management*, **37**(1), 3-9.
- Guthery, F.S. & Lusk, J.J.**, 2004. Radiotelemetry studies: are we radio-handicapping northern bobwhites? *Wildlife Society Bulletin*, **32**(1), 194-201.
- Haensly, T.F., Crawford, J.A. & Meyers, S.M.**, 1987. Relationships of habitat structure to nest success of ring-necked pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, 421-425.
- Hagen, C. A., Sandercock, B. K., Pitman, J. C., Robel, R. J., & Applegate, R. D.** (2006). Radiotelemetry Survival Estimates of lesser prairie-chickens in Kansas: are there transmitter biases? *Wildlife Society Bulletin*, **34**, 1064-1069.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J.**, 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, **143**(1), 29-36.
- Hanson, L.E. & Progulske, D.R.**, 1973. Movements and cover preferences of pheasants in South Dakota. *The Journal of Wildlife Management*, 454-461.
- Hemson, G., Johnson, P., South, A., Kenward, R., Ripley, R., et al.** 2005. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology*, **74**, 455-463.
- Herzog, P.W.**, 1979. Effects of radio-marking on behavior, movements, and survival of spruce grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **43**(2), 316-323.
- Hill, D. & Robertson, P.**, 1988. Breeding success of wild and hand-reared ring-necked pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, **52**(3), 446-450.
- Hill, D.A. & Ridley, M.W.**, 1987. Sexual segregation in winter, spring dispersal and habitat use in the pheasant (*Phasianus colchicus*). *Journal of Zoology*, **212**(4), 657-668.
- Hines, J.E. & Zwickel, F.C.**, 1985. Influence of radio packages on young blue grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **49**(4), 1050-1054.
- Hines, W. G. S., O'Hara Hines, R. J., Pond, B., & Obbard, M. E.** 2005. Allowing for redundancy and environmental effects in estimates of home range utilization distributions. *Environmetrics*, **16**.

- Homan, H., Linz, G. & Bleier, W.,** 2000. Winter Habitat Use and Survival of Female Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in Southeastern North Dakota. *The American Midland Naturalist*, **143**(2), 463-480.
- Hoodless, A., Draycott, R., Ludiman, M. N., & Robertson, P. A.** 1999. Effects of supplementary feeding on territoriality, breeding success and survival of pheasants. *Journal of Applied Ecology*, 147-156.
- Hooge, P.N.,** 1991. The effects of radio weight and harnesses on time budgets and movements of acorn woodpeckers. *Journal of Field Ornithology*, **62**(2), 230-238.
- Hooge, P.N. & Eichenlaub, B.,** 1997. *Animal movement extension to arcview. ver. 1.1.*, Anchorage, AK, USA.: Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey. Available at: http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/animal_mvmt.htm.
- Horne, J. & Garton, E.,** 2006. Likelihood Cross-Validation Versus Least Squares Cross-Validation for Choosing the Smoothing Parameter in Kernel Home-Range Analysis. *Journal of Wildlife Management*, **70**(3), 641-648.
- Horne, J.S., Garton, E.O. & Sager-Fradkin, K.A.,** 2007. Correcting home-range models for observation bias. *Journal of Wildlife Management*, **71**(3), 996-1001.
- Huck, M., Davison, J. & Roper, T.J.,** 2008. Comparison of two sampling protocols and four home-range estimators using radio-tracking data from urban badgers *Meles meles*. *Wildlife Biology*, **14**(4), 467-477.
- Jia, F., Wang, N. & Zheng, G.,** 2005. Winter habitat requirements of White Eared-pheasant *Crossoptilon crossoptilon* and Blood Pheasant *Ithaginis cruentus* in south-west China. *Bird Conservation International*, **15**(03), 303-312.
- Johnson, R.N. & Berner, A.H.,** 1980. Effects of radio transmitters on released cock pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, **44**(3), 686-689.
- Kaplan, E.L. & Meier, P.,** 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.*, **53**, 457-481.
- Katajisto, J. & Moilanen, A.,** 2006. Kernel-based home range method for data with irregular sampling intervals. *Ecological Modelling*, **194**(4), 405-413.
- Kenward, R.,** 2001. *A manual for wildlife radio tagging*, Academic Press San Diego, CA.
- Kenward, R., South, A. & Walls, S.,** 2003. *Ranges 6, version 1.2: for the analysis of tracking and location data*, Wareham, UK.: Anatrack Ltd.
- Kernohan, B.J., Gitzen, R.A. & Millsaugh, J.J.,** 2001. Analysis of animal space use and movements. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA, 125-166.

- Kuhn, M. & Weaston, S.**, 2008. *odfWeave: Sweave processing of Open Document Format (ODF) files*,
- Lachlan, C. & Bray, R.P.**, 1976. Habitat selection by cock pheasants in spring. *Journal of Applied Ecology*, **13**(3), 691-704.
- Lapsley, O.M. & Ripley, F.O.2.B.D.**, 2008. *RODBC: ODBC Database Access*,
- Larson, M.A.**, 2001. A catalog of software to analyze radiotelemetry data. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California, 397-421.
- Laver, P. & Kelly, M.**, 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 290-298.
- Lawson, E.J.G. & Rodgers, A.R.**, 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin*, **25**(3), 721-729.
- Leif, A.P.**, 2005. Spatial ecology and habitat selection of breeding male pheasants. *Wildlife Society Bulletin*, **33**(1), 130-141.
- Leif, A.P.**, 1994. Survival and reproduction of wild and pen-reared ring-necked pheasant hens. *The Journal of Wildlife Management*, 501-506.
- Lepage, D.**, 2009. *Phasianus colchicus*. *Avibase - the world bird database*. Available at: <http://avibase.bsc-eoc.org> [Consultato Agosto 25, 2009].
- Leptich, D.J.**, 1992. Winter habitat use by hen pheasants in southern Idaho. *The Journal of Wildlife Management*, 376-380.
- Linduska, J.P.**, 1943. A gross study of the *bursa of Fabricius* and cock spurs as age indicators in the ring-necked pheasant. *The Auk*, **60**(3), 426-437.
- Manly, B.F.J. & McDonald, T.L.**, 2002. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, Kluwer Academic Pub.
- Marcstrom, V., Kenward, R.E. & Karlbom, M.**, 1989. Survival of ring-necked pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. *The Journal of Wildlife Management*, **53**(3), 808-810.
- Marks, J.S. & Marks, V.S.**, 1987. Influence of radio collars on survival of sharp-tailed grouse. *The Journal of Wildlife Management*, **51**(2), 468-471.
- Matthiopoulos, J.**, 2003. The use of space by animals as a function of accessibility and preference. *Ecological Modelling*, **159**(2-3), 239-268.
- Meriggi, A., Pandini, W. & Cesaris, C.**, 1996. Demography of the Pheasant in relation to habitat characteristics in northern Italy. *J. Wildl. Res.*, **1**(1), 15-23.
- Millán, J., Gortázar, C., Tizzani, P., & Buenestado, F. J.** 2007. Do helminths increase the vulnerability of released pheasants to fox predation? *Journal of helminthology*, **76**, 225-229.

- Minta, S.C.**, 1992. Tests of spatial and temporal interaction among animals. *Ecological Applications*, 178-188.
- Mitchell, M.S. & Powell, R.A.**, 2008. Estimated home ranges can misrepresent habitat relationships on patchy landscapes. *Ecological Modelling*, **216**(3-4), 409-414.
- Mozilla Foundation**, *Mozilla project*, Available at: <http://www.mozilla.org/about/>.
- Musil, D.D., Connelly, J.W. & Ellison, L.**, 2009. Survival and reproduction of pen-reared vs translocated wild pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology*, **15**(1), 80–88.
- Naef-Daenzer, B.**, 1993. A new transmitter for small animals and enhanced methods of home-range analysis. *Journal of Wildlife Management*, **57**(4), 680-689.
- Neu, C.W., Byers, C.R. & Peek, J.M.**, 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, **38**(3), 541-545.
- Newson, S. E., Evans, K. L., Noble, D. G., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J.** 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1330-1338.
- Nielson, R. M., McDonald, L. L., Sullivan, J. P., Burgess, C., Johnson, D. S., et al.** 2008. Estimating the Response of Ring-Necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) to the Conservation Reserve Program. *The Auk*, **125**, 434–444.
- Niewoonder, J.A., Prince, H.H. & Luukkonen, D.R.**, 1998. Survival and reproduction of female Sichuan, ring-necked, and F 1 hybrid pheasants. *The Journal of Wildlife Management*, 933–938.
- Norbury, G.L., Norbury, D.C. & Heyward, R.P.**, 1998. Behavioral responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *The Journal of Wildlife Management*, 45-58.
- Norvell, R.E., Howe, F.P. & Parrish, J.R.**, 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk*, **120**(4), 1013-1028.
- Openoffice Team**, Openoffice.org The Free and Open Productivity Suite. *openoffice.org*. Available at: www.openoffice.org [Consultato Agosto 26, 2009].
- Orians, G.H. & Wittenberger, J.F.**, 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist*, 29–49.
- Pallecchi, S., Porta, C., Spano, D., Lami, L., Petrini, R., et al.** 2007. R.li: un sostituto completo del vecchio r.le. VIII Meeting degli utenti italiani di GRASS e GFOSS, Roma.

- Papeschi, A. & Petrini, R.**, 1993. Predazione su fagiani di allevamento e selvatici immessi in natura. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **21**, 651–659.
- Petrini, R.**, 1995. Il metodo Kaplan-Meier per l'analisi quantitativa della sopravvivenza degli animali in natura: applicazione ad uno studio sul fagiano. *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, **23**, 177-183.
- Petrini, R., Papeschi, A. & Dessì-Fulgheri, F.**, 1995. Fattori che influenzano la predazione sul fagiano maschio. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **22**, 739-745.
- PostgreSQL Global Development Group**, *PostgreSQL Database Management System (formerly known as Postgres, then as Postgres95)*, Available at: www.postgresql.org.
- QuantumGIS Development Team**, 2008. *Open Source Geographic Information System (QuantumGIS)*, Available at: <http://qgis.org>.
- R Development Core Team**, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>.
- Refractions Research**, 2008. *PostGIS spatial database extension to PostgreSQL 1° ed.*, Victoria, Canada: Refractions. Available at: <http://postgis.refractions.net/>.
- Robertson, P.A.**, 1991. Estimating the nesting success and productivity of British pheasants *Phasianus colchicus* from nest-record schemes. *BIRD STUD.*, **38**(2), 73-79.
- Robertson, P., Wise, D. & Blake, K.**, 1993. Flying ability of different pheasant strains. *The Journal of Wildlife Management*, **57**(4), 778–782.
- Scarselli, D., Venturato, E., Petrini, R., & Cavallini, P.** 2001. Differential predation upon small and large pen-reared grey partridges (*Perdix perdix*) after release. In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*
- Schilowsky, R.**, 2004. *Survival and habitat use of breeding hen pheasants in eastern South Dakota*. Thesis, South Dakota State University, Brookings, USA.
- Schmitz, R.A. & Clark, W.R.**, 1999. Survival of ring-necked pheasant hens during spring in relation to landscape features. *The Journal of Wildlife Management*, **63**(1), 147-154.
- Seaman, D.E., Griffith, B. & Powell, R.A.**, 1998. KERNELHR: A Program for Estimating Animal Home Ranges. *Wildlife Society Bulletin*, **26**(1), 95-100.
- Seaman, D.E. & Powell, R.A.**, 1996. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology*, **77**(7), 2075-2085.
- Seton, E.T.**, 1909. *Life histories of northern animals. An account of the mammals of Manitoba.*, New York, USA: Charles Schribner's Sons.

- Shipley, K. & Scott, D.P.**, 2006. Survival and Nesting Habitat use by Sichuan and Ring-necked Pheasants Released in Ohio1. *Ohio Journal of Science (Ohio Academy of Science)*, **106**(3).
- Silverman, B.W.**, 1986. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*, Chapman & Hall/CRC.
- Sing, T., Sander, O., Beerenwinkel, N., & Lengauer, T.** 2005. ROCR: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics*, **21**, 3940–3941.
- Smith, S., Stewart, N. & Gates, J.**, 1999. Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-central Maryland. *The American Midland Naturalist*, **141**(1), 185-197.
- Snyder, W.D.**, 1984. Ring-necked pheasant nesting ecology and wheat farming on the high plains. *Journal of Wildlife Management*, **48**(3), 878-888.
- Snyder, W.D.**, 1985. Survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, **49**(4), 1044-1050.
- Sposimo, P. & Castelli, C.**, 2005. *La biodiversità in Toscana. Specie e habitat in pericolo. Archivio del Repertorio Naturalistico Toscano (RENATO)*, Firenze, Italia: Regione Toscana Direzione Generale Politiche Territoriali e Ambientali, Tip. Il Bandino.
- Swihart, R.K. & Slade, N.A.**, 1985. Influence of sampling interval on estimates of home-range size. *The Journal of Wildlife Management*, 1019–1025.
- Swihart, R.K. & Slade, N.A.**, 1997. On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, **2**(1), 48-63 .
- Terhune, T. M., Sisson, D. C., Grand, J. B., & Stribling, H. L.** 2007. Factors influencing survival of radiotagged and banded northern bobwhites in Georgia. *Journal of Wildlife Management*, **71**, 1288-1297.
- Trizio, I., Crestanello, B., Galbusera, P., Wauters, L. A., Tosi, G., et al.** 2005. Geographical distance and physical barriers shape the genetic structure of Eurasian red squirrels (*Sciurus vulgaris*) in the Italian Alps. *Molecular Ecology*, **14**, 469-481.
- Tufto, J. & Cavallini, P.**, 2005. Should wildlife biologists use free software? *Wildlife Biology*, **11**(1), 67-76.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D.**, 2002. *Modern Applied Statistics with S* Fourth., New York: Springer. Available at: <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>.
- Venturato, E., Cavallini, P., Banti, P., & Dessì-Fulgheri, F.** 2009. Do radio-collars influence mortality and reproduction? A case with ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in Central Italy. *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 547-551.

- Venturato, E., Ghisla, A., Preatoni, D., Gasparini, C., Dessì-Fulgheri, F., et al.** (in prep.). A comparison among software for the estimation of home range: statistical differences and biological meaning. Inserito come Capitolo 8 della presente tesi.
- Venturato, E., Petrini, R., Scarselli, D., & Cavallini, P.** 2001. Fat ladies and lean girls: morphology influences survival and reproduction of released pen-reared pheasants (*Phasianus colchicus*). In *IX International Symposium Perdix, Lemesos Cyprus*
- Warner, R.E. & Etter, S.L.**, 1983. Reproduction and survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Illinois. *The Journal of Wildlife Management*, **47**(2), 369-375.
- Wauters, L.A.**, 2000. Squirrels—medium-sized granivores in woodland habitats. *Activity Patterns in Small Mammals. An Ecological Approach*, 131–144.
- Wauters, L. A., Gurnell, J., Preatoni, D., & Tosi, G.** 2001. Effects of spatial variation in food availability on spacing behaviour and demography of Eurasian red squirrels. *Ecography*, **24**, 525-538.
- Wauters, L. & Dhondt, A.**, 1987. Activity budget and foraging behaviour of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) in a coniferous habitat. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **52**(6), 341-353.
- Wauters, L. & Dhondt, A.**, 1992. Spacing behaviour of red squirrels, *Sciurus vulgaris*: Variation between habitats and the sexes. *Animal Behaviour*, **43**(2), 297-311.
- Wauters, L., Preatoni, D. G., Molinari, A., & Tosi, G.** 2007. Radio-tracking squirrels: Performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size. *Ecological Modelling*, **202**, 333-344.
- White, G.C. & Garrott, R.A.**, 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*, Academic Press, Inc. San Diego.
- Witzell, H.**, 1991. Directional selection on morphology in the pheasant, *Phasianus colchicus*. *Oikos*, 394–400.
- Worton, B.J.**, 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, **70**(1), 164-168.
- Xu, J., Zhang, X., Zhang, Z., Zheng, G., Ruan, X., et al.** 2006. Multi-scale analysis on wintering habitat selection of Reeves's Pheasant (*Syrmatius reevesii*) in Dongzhai National Nature Reserve, Henan Province, China. *Acta Ecologica Sinica*, **26**, 2061-2067.