

DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA E DELL'AMBIENTE

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA

**STATO DELLE POPOLAZIONI DI FAGIANO
(*PHASIANUS COLCHICUS*) E LEPRE (*LEPUS
EUROPAEUS*) NELL'OASI DI PROTEZIONE DELLA
FAUNA DI ROZZANO**



LOCALIZZAZIONE

L'Oasi di Rozzano è una zona protetta di 218 ha ricadente nel territorio dell'Ambito Territoriale di Caccia 1 "Milano Est" della provincia di Milano (Fig. 1). L'Oasi, di forma rettangolare, è delimitata a nord dalla tangenziale ovest di Milano, a est dal Naviglio pavese e dalla strada statale dei Giovi, a sud dalla SP 390 e a ovest dall'autostrada Milano-Genova.

CARATTERISTICHE AMBIENTALI

L'Oasi è caratterizzata da un'elevata diversità ambientale alla quale contribuiscono principalmente formazioni vegetali naturali, come le aree boschive (8,4%), gli incolti (2,6%), le riforestazioni (9,9%) e i prati stabili (3,6%). Le aree coltivate rappresentano il 61,8% del territorio, di cui il 31,8% sono seminativi e il 30,0% risaie. Le aree urbanizzate occupano il 10,1% dell'Oasi e lo sviluppo dei filari alberati è pari a 795 m per km² (Fig. 2). Rispetto alla situazione rilevata nel 2000 i seminativi sono diminuiti del 21,5%, i prati sono aumentati del 157,1%, i boschi naturali del 6,3% e le aree urbanizzate sono aumentate del 17,4%. La diminuzione dei seminativi è stata causata in parte dallo sviluppo delle riforestazioni, dei prati stabili e in parte dall'aumento delle aree urbanizzate.

La zona può essere suddivisa in due parti con caratteristiche ambientali diverse: una porzione settentrionale, caratterizzata da una maggiore naturalità e una meridionale, dove predominano le coltivazioni di riso e dove la componente di vegetazione naturale è molto limitata. In particolare, nella parte settentrionale sono state realizzate riforestazioni, che hanno contribuito a innalzare il valore faunistico e ambientale dell'area, e diversi appezzamenti sono destinati a prato stabile, un tipo di coltivazione d'elevato valore per la fauna.

MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI DI FAGIANO (*PHASIANUS COLCHICUS*) E LEPRE (*LEPUS EUROPAEUS*)

Metodi

Dall'autunno del 2010 l'Oasi è stata inserita nel programma di monitoraggio delle popolazioni di fagiano e lepore delle aree protette ricadenti nell'Ambito Territoriale di Caccia (ATC) Milano 1 Est. Per entrambe le specie il monitoraggio prevede censimenti pre e post-riproduttivi, finalizzati alla valutazione della tendenza e della produttività delle popolazioni.

Fagiano

Per il fagiano i censimenti pre-riproduttivi sono stati effettuati nei mesi di aprile e maggio nelle prime ore del mattino (dalle 7.00 alle 11.00) attraverso conteggi di maschi in canto territoriale effettuati da punti di ascolto disposti casualmente (Bibby et al. 2000). Il periodo considerato è quello di massima attività di canto territoriale e quindi quello in cui la contattabilità dei maschi è più elevata (Meriggi 1992). Ogni punto di ascolto è stato campionato per 10 minuti durante i quali sono stati annotati su un'apposita scheda il numero di maschi censiti al canto, il numero di maschi censiti a vista, l'ora e la distanza (espressa in metri)

di ogni osservazione, oltre alle informazioni meteorologiche e alle coordinate UTM di ogni punto di ascolto, prese con un GPS Garmin 12; ogni osservazione, identificata da un numero progressivo e univoco, è stata mappata su ortofotocarte in scala 1:10.000. Tutti i punti d'ascolto e le osservazioni sono stati poi digitalizzati e quindi georeferenziati utilizzando il software ArcGis 9.0.

Fig. 1 – Confini dell'Oasi "Rozzano-Vigentina".

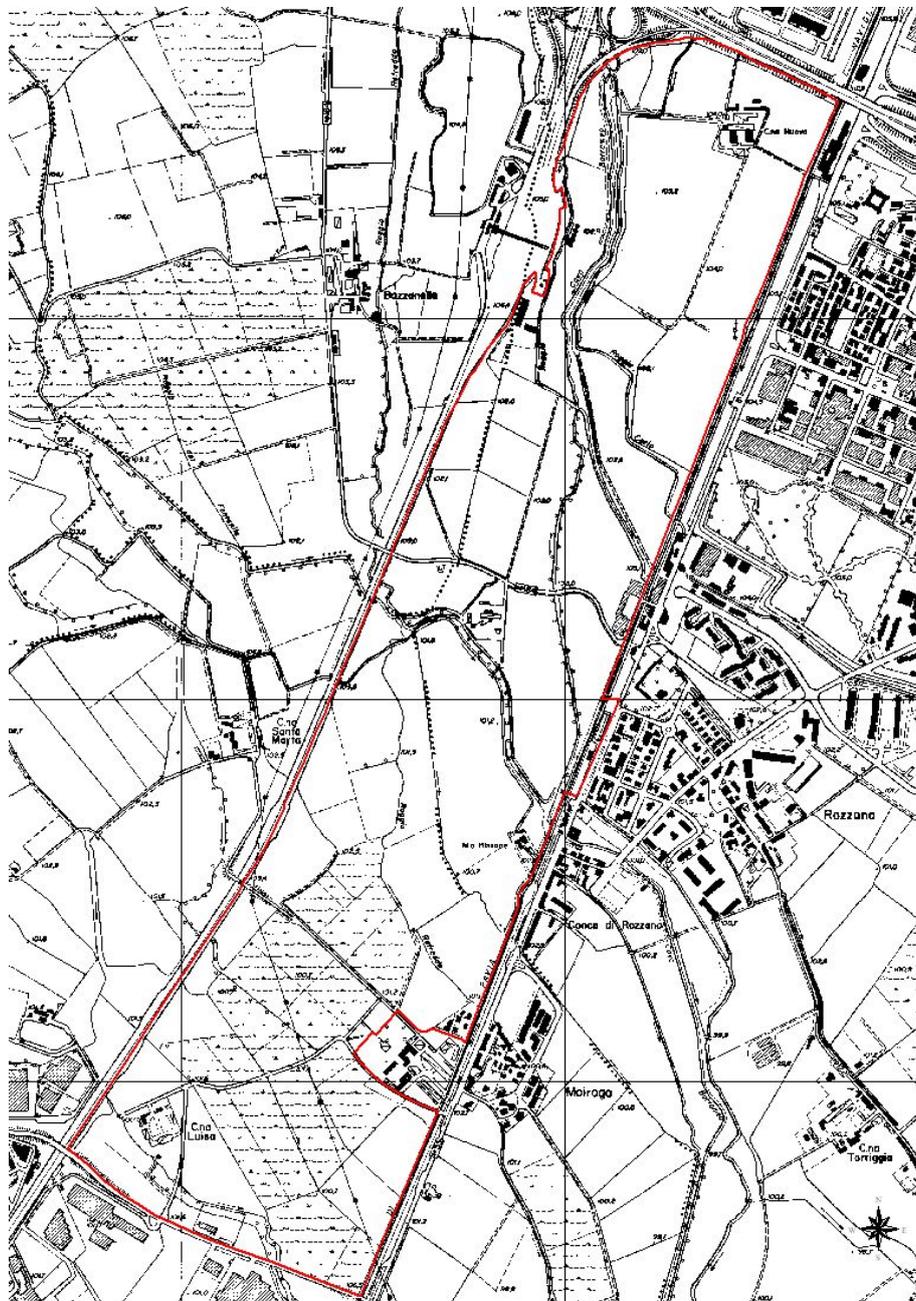
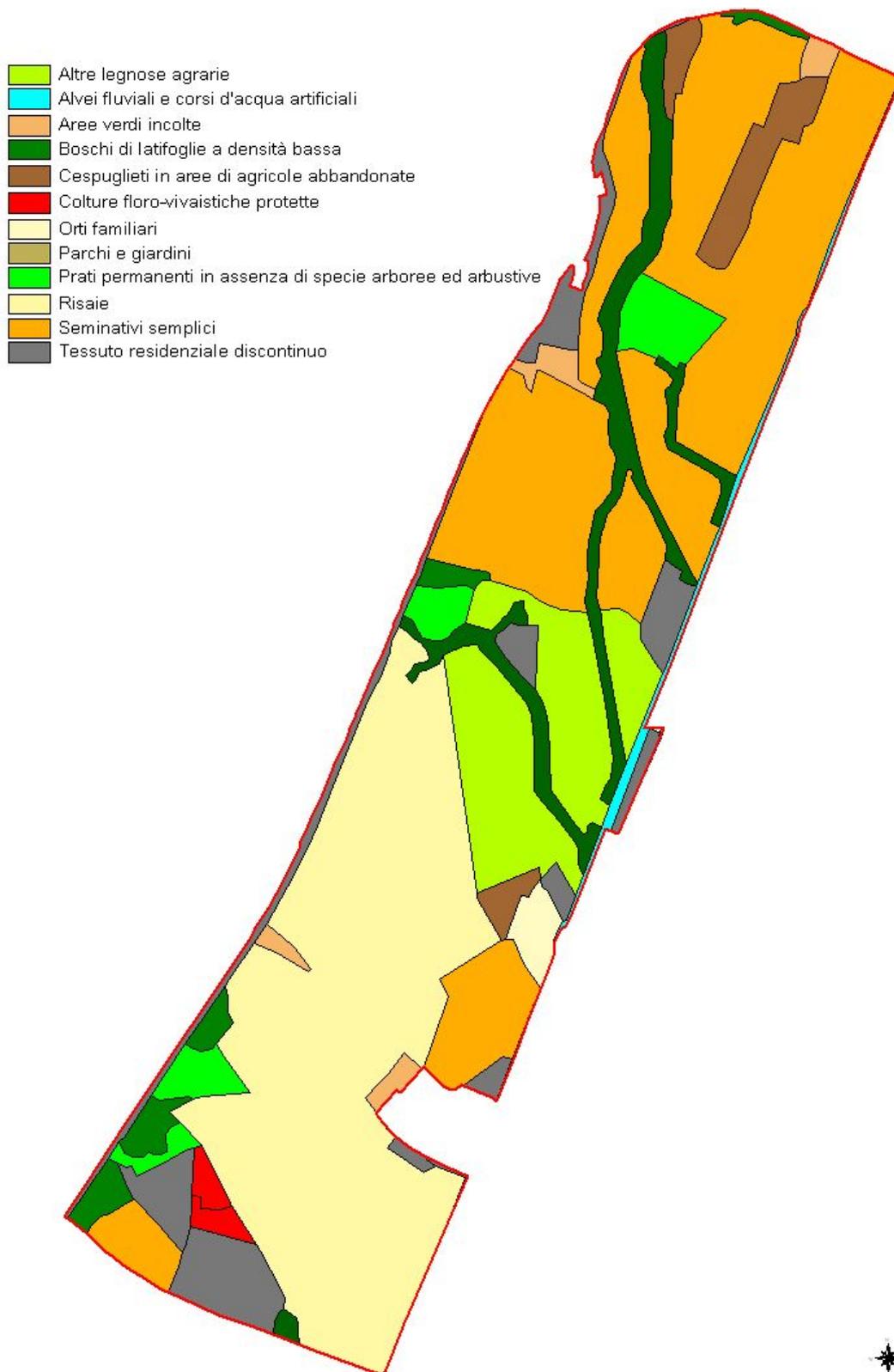


Fig. 2 – Carta dell'uso del suolo dell'Oasi di Rozzano



La stima di densità è stata ottenuta utilizzando le distanze delle osservazioni dai punti d'ascolto per calcolare la superficie effettivamente coperta dal censimento. Questo metodo è chiamato "*point transect*" (Burnham et al. 1980, Meriggi 1989). L'area coperta dal censimento viene stimata utilizzando le distanze radiali tra il punto di ascolto e le osservazioni. Il metodo prevede il calcolo di una funzione di contattabilità $y = g(x)$ che rappresenta la probabilità di contattare un oggetto ad una distanza radiale x dal punto di ascolto. Generalmente la probabilità decresce con l'aumentare della distanza e $g(x)$ risulta compresa tra 1 (probabilità del 100% di contattare l'oggetto) e 0 (probabilità nulla di contatto); si assume che a distanza 0 dal punto la probabilità sia massima cioè $g(0)=1$. Utilizzando il programma DISTANCE 6.0 (Buckland et al. 2001, Thomas et al. 2005) si possono ottenere diversi modelli di $g(x)$ tra cui viene scelto quello che meglio si adatta alla distribuzione osservata delle distanze, in base al valore dell'AIC (*Aikake's Information Criterion*, Aikake 1973) che fornisce un metodo quantitativo per la selezione del modello basato sulla massima *likelihood* e sul numero di parametri. Un basso valore di AIC indica una migliore aderenza della funzione di contattabilità alla distribuzione dei dati raccolti che viene rappresentata con un istogramma. L'adattamento del modello viene saggiato con il test del chi-quadrato e col valore di P che è compreso tra 0 e 1; più il valore di P si avvicina a 1, migliore è l'adattamento della $g(x)$ calcolata alla distribuzione delle distanze osservate. Con la funzione di contattabilità si ottiene una stima della densità della popolazione, con relativi limiti fiduciali e coefficiente di variazione; inoltre viene anche stimata l'ESR (*Effective Search Radius*) che rappresenta il raggio della superficie circolare (centrata sul punto di ascolto) coperta dal censimento.

Il metodo descritto offre un alto grado di flessibilità nella raccolta e analisi dei dati, purché vengano rispettate tre assunzioni fondamentali, che massimizzano l'accuratezza della tecnica. La prima è che gli animali sul punto siano sempre contattati, la violazione di questa assunzione porta a una sottostima della densità. La seconda assunzione è che gli animali siano contattati nella loro posizione iniziale, cioè che il contatto non avvenga successivamente ad uno spostamento legato al disturbo provocato dagli osservatori. Anche in questo caso una violazione dell'assunto porta a una sottostima della densità reale. La terza assunzione è che le distanze radiali vengano stimate correttamente. La prima e l'ultima delle assunzioni sono dipendenti dal disegno sperimentale, dall'attrezzatura e dall'esperienza degli osservatori; la seconda assunzione dipende invece dalla risposta della specie all'avvicinarsi degli osservatori. Oltre alle assunzioni descritte sopra, per ottenere stime affidabili e precise, con questo metodo è necessario avere un numero di osservazioni sufficiente perché la variabilità della stima sia contenuta (Burnham et al. 1980).

Durante i censimenti al canto di maschi territoriali sono state annotate anche le osservazioni dirette di maschi con femmine per calcolare la consistenza delle popolazioni di fagiano nell'Oasi. A tale scopo è stato calcolato il numero medio di femmine per maschio di fagiano, quindi ricavata la densità delle femmine da quella dei maschi e successivamente è stata calcolata la densità della popolazione sommando le due densità. Per ottenere la consistenza della popolazione, la densità della popolazione calcolata con il metodo descritto è stata rapportata all'intera superficie utile al fagiano delle aree protette. La superficie utile è

stata calcolata sottraendo alla superficie delle aree protette le aree edificate e le aree sterili non recuperate.

Per i censimenti post-riproduttivi sono stati utilizzati itinerari, selezionati su strade interpoderali non asfaltate e carrarecce che è sono stati percorsi in autovettura due volte, nei mesi di luglio e agosto, al mattino, dalle ore 6.00 alle ore 9.00, ispezionando mediante binocoli (Svarowski 10X42) i campi con vegetazione bassa, in particolare stoppie di cereali, prati stabili, foraggiere da vicenda, incolti erbacei, ecc., alla ricerca di individui singoli e gruppi di fagiani. Ogni osservazione è stata mappata su ortofoto in scala 1:10.000 e registrata su una scheda, annotando l'ora d'osservazione, il tipo d'osservazione (individui singoli, gruppi eterosessuali, gruppi monosessuali, nidiate) e la composizione dei gruppi per sessi ed età. Nel caso di osservazioni di nidiate, inoltre, è stata stimata l'età in giorni dei giovani, dallo stato della muta post-giovanile e dallo sviluppo corporeo, attribuendoli a 4 classi d'età: 1) fino a 30 gg., 2) da 30 a 60 gg, 3) da 60 a 90 gg. e 4) più di 90 gg. Dalle osservazioni sono stati calcolati gli indici chilometrici d'abbondanza (IKA) per il totale degli animali osservati, per gli individui adulti, per le nidiate e per i giovani, come rapporto tra il numero di osservazioni e la lunghezza in km degli itinerari. Sono inoltre stati calcolati i seguenti indici di struttura e produttività della popolazione.

- *Rapporto sessi totale (RS)*. È il rapporto tra femmine e maschi presenti nella popolazione e fornisce un'indicazione sullo stato della popolazione, in particolare indica se la struttura per sessi è equilibrata ($RS=1$) e se la mortalità incide in modo differenziato su maschi e femmine.
- *Rapporto sessi degli adulti*. È il rapporto tra femmine e maschi degli individui adulti e fornisce un'indicazione di un'eventuale azione differenziata sui sessi della mortalità.
- *Rapporto sessi dei giovani (RSG)*. È il rapporto tra femmine e maschi nelle nidiate osservate di età maggiore di 50 giorni, quando, con la muta post-giovanile, cominciano ad apparire le prime penne colorate tipiche del piumaggio dei maschi; considerato che, nel fagiano, alla nascita, il rapporto sessi è pari, uno squilibrio di questo parametro nei giovani è indicatore di una mortalità differenziata tra maschi e femmine nelle prime fasi di crescita.
- *Dimensione media della nidiate*. È il numero medio di giovani nelle nidiate osservate e fornisce un'indicazione dell'andamento della riproduzione; la dimensione della nidiate è fortemente condizionata dal clima, dalla disponibilità alimentare e dall'impatto della predazione.
- *Sopravvivenza giovanile (SG)*. È stata calcolata mediante la formula di Potts (1986) corretta per la dimensione della nidiate alla nascita nel fagiano (Chiverton 1999):

$$y = 3.665(1.5x)^{1.293}$$

Dove y è il tasso di sopravvivenza dalla nascita a 90 giorni d'età e x è la media geometrica della dimensione della nidiate, assumendo per il calcolo che dopo i 90 gg. la mortalità di adulti e giovani sia equiparabile (Meriggi 1992, Meriggi e Papeschi 1998). La mortalità dei giovani è dovuta a carenze alimentari, nelle prime tre settimane di vita, e soprattutto a predazione dall'età di 20 giorni in poi (Meriggi e Papeschi 1998).

- *Successo riproduttivo (SR)*: è il numero di nidiate osservate, rapportato al numero di femmine osservate (n° nidiate/ n° FF) e rappresenta il successo nella nidificazione, vale a dire quante femmine hanno portato a termine con successo deposizione e cova; questo parametro è fortemente condizionato dallo stato di salute delle femmine, dalla disponibilità di luoghi di nidificazione e dalla predazione.
- *Rapporto giovani/femmine adulte (RGF)*: è un'ulteriore misura del successo riproduttivo, comprensiva anche della mortalità giovanile.
- *Rapporto d'età (RE)*: è il rapporto tra giovani e adulti osservati e dà una misura più completa dell'andamento della riproduzione, comprensiva di successo riproduttivo, sopravvivenza dei giovani e sopravvivenza degli adulti durante la riproduzione.

Inoltre, per ogni nidata cui è stato possibile attribuire con certezza l'età, è stato calcolato il momento della nascita, dall'età attribuita e dal giorno d'osservazione; quindi è stata calcolata la frequenza delle schiuse per periodi di 15 giorni dal 1° di aprile al 31 agosto e sono state costruite le curve di schiusa a percentuali semplici e a percentuali cumulate.

Lepre

Considerata l'elevata presenza di aree aperte e la facile percorribilità dell'Oasi, sono stati effettuati censimenti notturni da autovettura con proiettori alogeni, in marzo per la stima delle densità pre-riproduttive e in dicembre per la stima di quelle post-riproduttive. Questo metodo è molto usato soprattutto in aree di pianura coltivate, dove è possibile illuminare una percentuale di territorio sufficientemente rappresentativa (almeno il 10%) dell'intera zona da monitorare (Frylestam 1981, Tapper e Barnes 1986, Meriggi 1989, Hutchings e Harris 1996, Langbein et al. 1999). Per la lepre e le altre specie di lagomorfi, il metodo fornisce stime di densità, in quanto si può assumere che gli animali siano tutti nelle aree aperte, e perciò illuminabili, durante l'attività di alimentazione notturna; per i carnivori e gli ungulati, invece, il metodo fornisce solo indici relativi d'abbondanza, in quanto le specie appartenenti a questi gruppi frequentano, durante l'attività notturna, anche gli ambienti chiusi (Meriggi 1989). Per ottenere stime attendibili è importante che i percorsi siano scelti in modo da rappresentare tutti i tipi di vegetazione presenti e le differenti situazioni di distribuzione e densità delle lepri. I censimenti sono stati effettuati da autovettura a velocità massima di 10 km/h, durante le ore notturne (dalle 19.00 alle 24.00), illuminando, mediante proiettore alogeno da 100 Watt, entrambi i lati del percorso. Ogni avvistamento è stato mappato sulla Carta Tecnica Regionale e su ortofotocarte in scala 1:10.000, georeferenziandolo con coordinate UTM rilevate con un GPS Garmin 12 e misurando la distanza perpendicolare dal percorso, mediante un telemetro laser Leica Rangemaster LRF 900 scan (range 10-900 m). Inoltre, ogni osservazione è stata registrata su apposite schede dove erano annotati il numero d'ordine dell'osservazione, le coordinate del punto, il numero d'individui, l'ora d'osservazione, la distanza e l'habitat d'osservazione. Sono state mappate anche le superfici illuminate ai lati del percorso. I percorsi, le superfici mappate e le osservazioni sono poi state

digitalizzate utilizzando il programma ArcMap 9.3 e sovrapposte alle ortofotocarte in formato raster per il calcolo della densità (Fig. 3).

La stima di densità è stata ottenuta rapportando il numero d'individui contati all'estensione della superficie illuminata mappata. Questo metodo di stima della densità richiede che la superficie illuminata sia mappata e digitalizzata col massimo della precisione; infatti, la densità viene calcolata semplicemente rapportando il numero di lepri contattate agli ettari della superficie illuminata ai lati dei percorsi. Se la fascia illuminata non è definita con precisione, si possono avere sottostime o sovrastime anche importanti (Meriggi 1989).

Per calcolare la consistenza delle popolazioni di lepre nell'Oasi, la densità stimata col metodo descritto è stata rapportata all'intera superficie utile alla lepre dell'area. La superficie utile è stata calcolata sottraendo alla superficie dell'area protetta le aree edificate, i corpi idrici e i boschi estesi e continui.

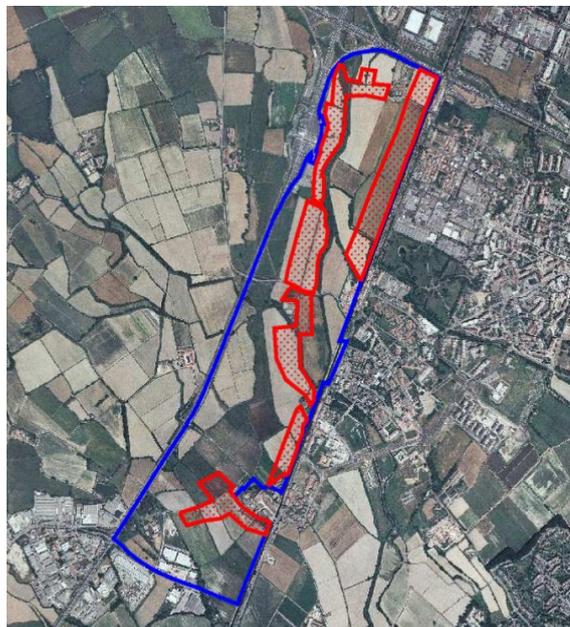
La mortalità invernale (MI) della popolazione è stata calcolata come differenza percentuale tra la consistenza autunnale (CA) dell'anno e la consistenza primaverile (CP) dell'anno successivo:

$$MI = \frac{(CA - CP) \times 100}{CA}$$

L'incremento annuo (IA) delle popolazioni è stato calcolato come differenza percentuale tra la consistenza in primavera e la consistenza nell'autunno dello stesso anno:

$$IA = \frac{(CA - CP) \times 100}{CP}$$

Fig. 3 – Aree illuminate (in rosso) per i censimenti notturni di lepri nell'Oasi di Rozzano-Vigentina (ATC MI Est 1)



Risultati

Fagiano

La densità di maschi in canto territoriale è stata significativamente più elevata nella primavera del 2011 rispetto al 2012 ($t=2,59$; $P=0,01$); il decremento è stato del 42,5% (Tab. 1). Il numero medio di femmine per maschio è stato di 1,7 ($DS=1,11$) nel 2011 e di 0,84 ($DS=0,55$) nel 2012; pertanto la consistenza totale della popolazione dell'Oasi è risultata di 311 e 121 nei due anni rispettivamente, con un calo del 61,1%.

Considerando tutte le zone protette dell'ATC Milano 1 Est, le densità registrate nell'Oasi di Rozzano sono state le più elevate in entrambi gli anni.

Tab. 1 - Risultati dei censimenti primaverili di fagiano da punti di ascolto effettuati nell'Oasi Rozzano-Vigentina dell'ATC Milano 1 Est

Anno	Densità di maschi (N/km ²) (ES)	Superficie utile (ha)	Consistenza di maschi
2011	54,1 (7,59)	212,1	115
2012	31,1 (4,63)	212,1	66

Durante i censimenti estivi sono stati contattati 15 adulti e 9 nidiate nel 2011 e 53 adulti e 22 nidiate nel 2012; tenendo conto di una lunghezza dei percorsi circa doppia nel secondo anno, i valori dell'indice d'abbondanza sono risultati comunque più elevati nel 2012. In particolare gli IKA di adulti e nidiate sono più che raddoppiati nel secondo anno, mentre l'IKA relativo ai giovani è risultato pressoché uguale (Tab. 2).

Tab. 2 – Valori dell'IKA del fagiano dai censimenti post-riproduttivi nell'Oasi Rozzano dell'ATC Milano 1 Est

Anno	km Itinerari	IKA Totale	IKA Adulti	IKA Nidiate	IKA Giovani
2011	6,3	10,2	1,7	0,7	8,7
2012	13,2	12,2	4,0	1,7	8,2

Nell'Oasi di Rozzano il rapporto sessi totale è stato significativamente a favore dei maschi nel 2011 e delle femmine nel 2012 ($X^2=7,51$; g.l.=1; $P=0,006$), non è stata riscontrata alcuna differenza significativa dal RS=1 per gli adulti ($P>0,05$) e, per i giovani, è stata registrata una preponderanza di femmine ($X^2=9,78$; g.l.=1; $P=0,002$). La dimensione media della nidiate non è risultata significativamente differente tra i due anni ($t=0,98$; g.l.=27; $P=0,335$) (Tab. 3). Il tasso di sopravvivenza dei giovani è risultato del 37,5% nel 2011 e del

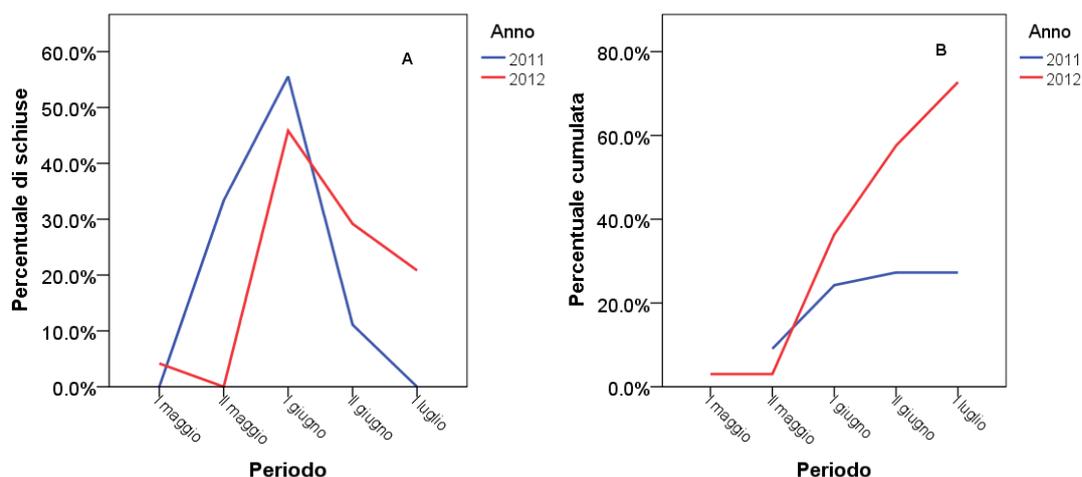
42,1% nel 2012. Il successo riproduttivo, il rapporto giovani/femmine e il rapporto d'età complessivo hanno mostrato un decremento dal 2011 al 2012 (Tab. 3).

Tab. 3 - Indici di struttura e produttività della popolazione di fagiano nell'Oasi Rozzano dell'ATC Milano 1 Est

Anno	RS	Giov./nidiata (DS)	SR (%)	RGF	RE
2011	0,6	6,8 (7,05)	100,0	6,6	3,5
2012	1.6	5,1 (2,48)	80.0	3.4	2.0

Le schiuse delle nidiatae sono avvenute in entrambi gli anni nel periodo intercorrente tra la prima quindicina di maggio e la prima metà di luglio con un picco nella prima metà di giugno ma nel 2011 le schiuse sono risultate complessivamente anticipate rispetto al 2012 (Fig. 4).

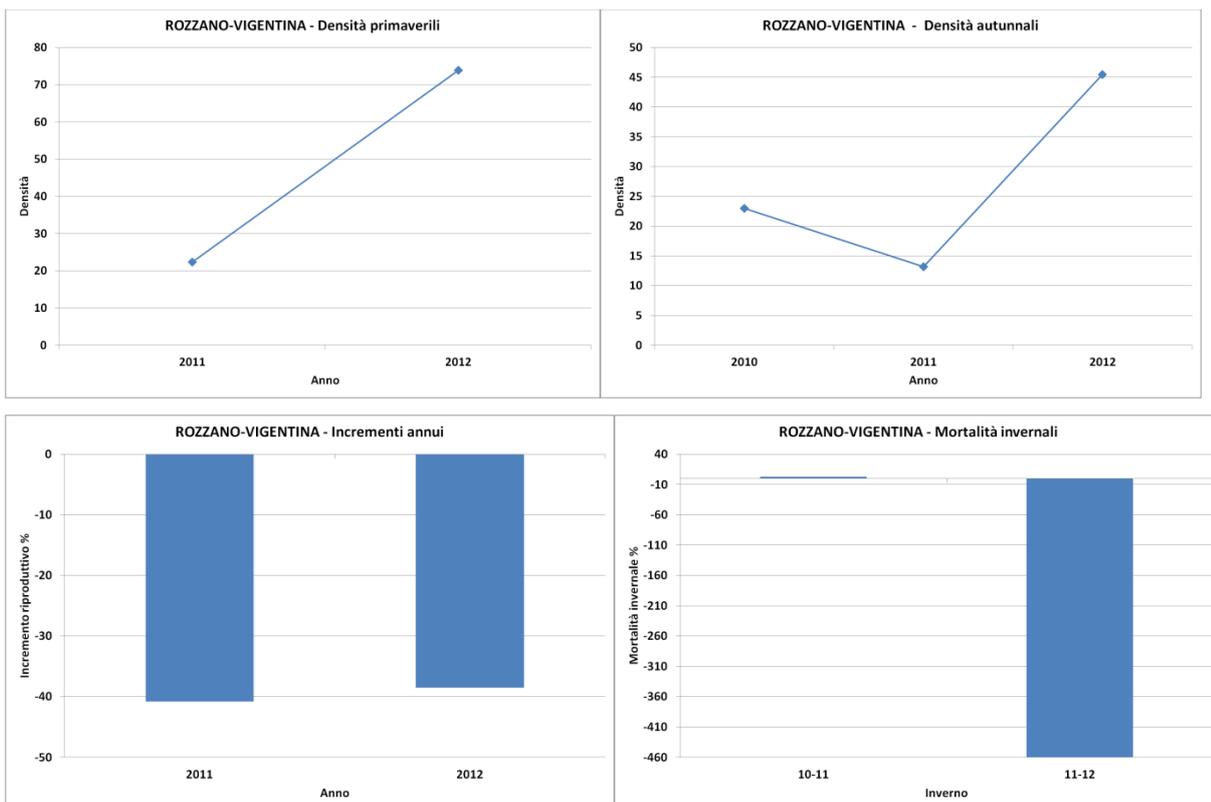
Fig. 4 – Curve di schiusa a percentuali semplici (A) e cumulate (B) negli anni 2011 e 2012 nell'Oasi di Rozzano-Vigentina



Lepre

L'Oasi di protezione Rozzano è tra quelle più di recente inserite nel programma di monitoraggio delle popolazioni di lepre dell'ATC Milano Est 1. Nell'oasi i censimenti sono iniziati nell'autunno del 2010 e hanno evidenziato un marcato incremento delle densità pre-riproduttive dalla primavera del 2011 a quella del 2012 e una diminuzione delle densità post-riproduttive dall'autunno del 2010 a quello del 2011 e, poi, un forte incremento nel 2012. Gli incrementi annui sono stati negativi sia nel 2011, sia nel 2012 e hanno portato in entrambi gli anni a una diminuzione di circa il 40% della popolazione dalla primavera all'autunno. La mortalità invernale è stata pressoché assente nel primo inverno e fortemente negativa nel secondo (Fig. 5). Nell'inverno 2011-2012 nell'Oasi di Rozzano è stato registrato un elevato incremento della popolazione che ha portato nel 2012 alle densità pre-riproduttive più elevate tra quelle registrate nelle zone protette della provincia di Milano. Tuttavia bisogna considerare che per questa zona la mortalità invernale media è stata calcolata solamente su due inverni, di cui l'ultimo con un dato anomalo di mortalità.

Fig. 5 – Tendenza e produttività della popolazione di lepre dell'Oasi di protezione di Rozzano (ATC MI Est 1). Le densità sono espresse in lepri per km², valori negativi degli incrementi indicano una diminuzione della densità dalla primavera all'autunno, valori negativi delle mortalità indicano un aumento della densità dall'autunno alla primavera successiva.



DISCUSSIONE

Fagiano

L'Oasi presenta elevati valori di densità della popolazione di fagiani sia nel periodo pre-riproduttivo sia in quello post-riproduttivo di allevamento dei giovani. Infatti, questa zona protetta è posta in un'area con ambienti particolarmente adatti alla specie, dove la vegetazione naturale copre una percentuale elevata di territorio e dove esistono anche impianti di riforestazione che contribuiscono notevolmente a estendere l'habitat idoneo ai territori dei maschi (Woodburn e Robertson 1990, Baxter et al. 1996, Sage e Tucker 1998, Genovesi et al. 1999, Draghi 2007, Nelli et al. 2012).

Nell'Oasi di Rozzano i valori degli indici d'abbondanza sono risultati elevati. In quest'area la visibilità dai percorsi scelti per il campionamento è buona; infatti qui sono presenti prati e coltivi di cereali a semina autunnale che, nel periodo interessato dai censimenti, hanno un'altezza della vegetazione sufficientemente bassa da permettere di contattare sia gli individui adulti sia i giovani di fagiano. In entrambi gli anni sono emersi soddisfacenti valori dell'IKA totale e di quello dei giovani. La struttura per sessi della popolazione di fagiano nell'Oasi è risultata sostanzialmente equilibrata con un rapporto paritario per quanto riguarda gli adulti, ma sbilanciata a favore delle femmine, per quanto riguarda i giovani. Alla nascita la proporzione dei sessi nel fagiano è generalmente vicina alla parità ma può subire modificazioni col progredire dello sviluppo dei giovani; in particolare, sembra che la competizione per il cibo, abbinata a una maggiore aggressività dei maschi, causi un elevato dispendio energetico non compensato dalla quantità di cibo ingerita e, di conseguenza, una mortalità differenziata tra i sessi e maggiore nei maschi. Successivamente, dopo la prima riproduzione, il rapporto sessi si riequilibra per una maggiore mortalità delle femmine in cova, dovuta soprattutto a predazione sul nido e all'azione delle lavorazioni agricole, in particolare le operazioni di sfalcio della vegetazione spontanea e coltivata (Hill e Robertson 1988, Meriggi 1992, Meriggi e Papeschi 1998). Per quanto riguarda la produttività della popolazione, la percentuale di femmine che hanno prodotto una nidata è apparsa alquanto elevata. In realtà il successo riproduttivo, misurato dalle osservazioni raccolte in estate, a fine riproduzione, non tiene conto della mortalità delle femmine durante la stagione riproduttiva e può essere fuorviante. Infatti, se la mortalità delle femmine è stata elevata durante la cova a causa della predazione e dei lavori agricoli, si può avere comunque un'elevata percentuale di femmine con nidata in estate; di conseguenza, per avere una misura più realistica del successo riproduttivo, la percentuale di femmine accompagnate da giovani andrebbe calcolata sul totale delle femmine presenti prima dell'inizio della nidificazione. In ogni modo, il successo riproduttivo delle femmine dipende sia da fattori ambientali, sia climatici; in particolare la diversità ambientale sembra che agisca con un effetto stabilizzante sulle variazioni del successo riproduttivo dovute all'andamento climatico della primavera, al tipo di conduzione agricola e alla predazione (Meriggi e Papeschi 1998). Tra i fattori climatici sembra avere molta importanza la piovosità dei mesi di fine inverno e inizio primavera che, abbinata a elevate temperature primaverili, favorisce la crescita della vegetazione e la protezione dei nidi. In contrasto, primavere secche e/o fredde aumentano la perdita dei nidi per predazione. La disponibilità di ambienti di nidificazione è un altro

elemento importante per il successo riproduttivo delle femmine; in particolare sembra che la presenza di habitat di nidificazione in appezzamenti (incolti, set-aside, cereali a semina autunnale, foraggere) contribuisca a innalzare la percentuale di femmine con nidiate, mentre gli habitat lineari (filari, siepi, bordi erbacei) siano associati a un successo ridotto. Questo perché i predatori terrestri tendono a cacciare lungo i bordi degli appezzamenti e la probabilità d'incontrare una femmina di fagiano in cova è maggiore se il nido è posto in ambienti di nidificazione lineari (Meriggi et al. 1996, Clark e Bogenschutz 1999, Riley e Schulz 2001). Inoltre un'elevata percentuale di nidi costruiti nei bordi erbacei tra i campi viene distrutta dalle operazioni di sfalcio per il controllo delle erbe infestanti. Nell'area considerata il rapporto d'età è stato superiore a due giovani per adulto, mentre il rapporto giovani/femmine è stato inferiore a quattro. Entrambi questi parametri dipendono dal successo di cova e dalla mortalità giovanile che a loro volta dipendono dai fattori climatici e ambientali (Meriggi e Papeschi 1998). **Nell'Oasi di Rozzano la dimensione della nidata è stata piuttosto consistente, arrivando a circa cinque giovani nel 2012 e sei nell'anno precedente. La dimensione delle nidiate di fagiano sicuramente varia in funzione delle caratteristiche ambientali;** inoltre hanno un grande effetto da una parte la sopravvivenza dei giovani e dall'altra il periodo d'inizio deposizione e di schiusa delle uova (Riley et al. 1998). Com'è ovvio, a parità di uova deposte, più giovani sopravvivono dopo la schiusa, maggiore è la dimensione della nidata. La sopravvivenza dei giovani è condizionata sia dalla predazione, in particolare da parte di gatti domestici, mustelidi, e volpe, sia dalla disponibilità d'artropodi nelle prime due settimane di vita ed è, quindi, dipendente dalla qualità dell'habitat disponibile per il fagiano (Hill 1985 a, Riley et al. 1998). Ambienti intensamente coltivati con monoculture, dotati di scarsa disponibilità di luoghi sicuri per la nidificazione e l'allevamento dei giovani, provocano un innalzamento della pressione predatoria e una riduzione della disponibilità d'insetti per i pulcini. Al contrario, una buona diversità ambientale, e coltivazioni frazionate con aree incolte riducono gli effetti della predazione e garantiscono un'elevata disponibilità alimentare per i giovani (Hill 1985 a, Hill e Robertson 1988, Riley et al. 1998, Riley e Schulz 2001). I picchi principali delle nascite sono stati entro la prima metà di giugno.

Per l'oasi di Rozzano tutti i parametri relativi alla produttività della popolazione di fagiano sono stati più elevati che nelle altre zone protette della provincia di Milano, in particolare la densità di maschi territoriali, il numero medio di giovani per nidata e la sopravvivenza giovanile.

Lepre

I censimenti autunnali del 2012 hanno confermato la generale situazione negativa in cui versano le popolazioni di lepre delle ZRC della provincia di Milano, con l'eccezione di alcune zone e qualche segnale di ripresa. Le analisi effettuate su tutto il periodo di monitoraggio hanno rilevato tendenze con marcate variazioni delle densità sia pre sia post-riproduttive. Queste oscillazioni rendono instabili le popolazioni che, se non correttamente gestite, potrebbero arrivare da un anno con l'altro all'estinzione. Nell'Oasi di

Rozzano sono stati registrati sia nel 2011, sia nel 2012 incrementi annui negativi che, fortunatamente, sono stati compensati da un aumento della popolazione durante l'inverno (mortalità invernali negative). La diminuzione delle densità dalla primavera all'autunno successivo può essere spiegata con la dispersione delle lepri al di fuori della zona protetta dovuta a sua volta sia alle elevate densità primaverili, sia alla diminuzione delle risorse e, di conseguenza, della capacità portante nel periodo autunnale. **L'incremento della popolazione durante l'inverno, stagione limitante in cui la diminuzione delle risorse dovrebbe portare a mortalità e dispersione, può essere spiegato con il fatto che l'Oasi è mediamente di qualità ambientale più elevata rispetto al resto del territorio e quindi può attrarre le lepri sopravvissute alla caccia e quelle che vengono rilasciate per ripopolamento delle zone aperte all'attività venatoria. Anche il continuo disturbo causato dai cacciatori nei mesi di dicembre e gennaio può far sì che le lepri si concentrino nella zona protetta. Da una ricerca approfondita effettuata tra il 2007 e il 2009 (Nelli et al. 2012) in alcune delle aree protette dell'ATC è risultato come gli interventi di miglioramento ambientale abbiano avuto un ruolo molto importante, in alcuni casi fondamentale, nell'incrementare la diversità ambientale e di conseguenza nel fornire risorse preziose (rifugio, foraggiamento) utili alla sopravvivenza di diverse specie di interesse venatorio (galliformi e lagomorfi). Diversi studi condotti in Europa sui miglioramenti ambientali (Moreby e Southway, 1988; Moonen e Marshall, 2001; Vickery et al., 2002; Suarez et al., 2004, Vickery et al. 2009) hanno inoltre dimostrato come gli effetti positivi dei miglioramenti ambientali si ottengano soprattutto mediante l'intensificazione degli interventi.**

CONCLUSIONI

L'Oasi di Rozzano rappresenta attualmente la zona protetta con le densità più elevate delle popolazioni di fagiano e lepre di tutta la provincia di Milano. Questa situazione è essenzialmente dovuta alle caratteristiche ambientali favorevoli alle due specie della zona; in particolare la naturalità dell'area è andata aumentando negli ultimi anni grazie ad alcuni interventi come gli impianti di riforestazione e la coltivazione di prati stabili che rappresentano habitat di elevata qualità. Sia il fagiano, sia la lepre possono essere considerate specie indicatrici di qualità ambientale perché molto esigenti e attualmente in declino nella maggior parte della Pianura Padana. Popolazioni di queste specie ad elevate densità e con parametri demografici indicanti elevate produttività possono mantenersi solamente in aree ancora integre dal punto di vista ambientale.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- AEBISCHER N. J. 1990. Royal Ascot, weather, chick survival rates and the decline of the grey partridge. *Game Conservation Annual Review* 22: 38-40.
- AEBISCHER N.J., EWALD J.A. 2004. Managing the UK grey partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146 (Suppl. 2):181–191.

- AKAIKE H. 1973. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* AC 19: 716-723.
- BAKER P., FURLONG M., SOUTHERN S., HARRIS S. 2006. The potential impact of red fox *Vulpes vulpes* predation in agricultural landscapes in lowland Britain. *Wildlife Biology* 12: 39-50.
- BAXTER D.A., SAGE R.B. & HALL D.O. 1996. A methodology for assessing game bird use of short rotation coppice. *Biomass and Bioenergy* 10: 301-306.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A., MUSTOE S. 2000. *Bird Census Techniques*. London: Academic Press.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. 2001. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London.
- BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. J. & LAAKE, J. L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72.
- CARDARELLI E., MERIGGI A., BRANGI A., VIDUS ROSIN A. 2011. Effects of arboriculture stands on European hare *Lepus europaeus* habitat use in an agricultural area of northern Italy. *Acta Theriologica* 56: 229–238
- CHIVERTON P.A. 1999. The benefit of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology* 5: 83-92.
- CLARK W.R., BOGENSCHUTZ T. R. 1999. Grassland habitat and reproductive success of ring-necked pheasants in northern Iowa. *Journal Field Ornithologist* 70: 380-392.
- DRAGHI A. 2007. Distribuzione e uso dell'habitat del fagiano (*Phasianus colchicus*) in relazione alle piantagioni arboree a turno breve in aree protette della Pianura Padana. Tesi di laurea in Scienze Biologiche. Università di Pavia.
- DRAYCOTT R.H.A., WOODBURN M.I.A., CARROLL J.P. & SAGE R.B. 2005. Effects of spring supplementary feeding on population density and breeding success of released pheasants (*Phasianus colchicus*) in Britain. *Wildlife Biology* 11: 177-182.
- DUMKE R.T., PILS. C.M. 1973. Mortality of radio-tagged pheasants on the Waterloo Wildlife area. *Wisconsin Department of Natural Resources, Technical Bulletin N° 72*, 52 pp.
- FREY S.N., MAJORS S., CONOVER M.R., MESSMER T.A., MITCHELL D.L. 2003. Effect of Predator Control on Ring-Necked Pheasant Populations. *Wildlife Society Bulletin* 31: 727-735.
- FRYLESTAM B. (1980). Utilization of farmland habitats by European hares (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. *Viltrevy* 11: 271–284.
- GATES J.M., E HALE J.B. 1975. Reproduction of an east central Wisconsin pheasant population. *Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin* 85.
- GENOVESI P., BESA M. & TOSO S. 1999. Habitat selection by breeding pheasant *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. *Wildlife Biology* 5: 193-201.
- GORANSSON G., VON SCHANTZ T., FROBERG I., HELGEE A. & WITZEL H. 1990. Male characteristics, viability and harem size in the pheasant. *Animal Behaviour* 40: 89-104.

- HILL D. A. 1985a. Factors affecting the survival of pheasant chicks on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 22: 645-654.
- HILL D.A. & ROBERTSON P. 1988. *The Pheasant. Ecology, Management and Conservation*. Blackwell Scientific Publication, Oxford. 281 pp.
- HILL D.A. 1985b. Chick survival and overwinter loss in the pheasant: predictions from a model. *Game Conservancy Annual Review* 25:41-46.
- HOODLESS A.N., DRAYCOTT R.A.H., LUDIMAN M.N. & ROBERTSON P.A. 1999. Effects of Supplementary Feeding on Territoriality, Breeding Success and Survival of Pheasants. *The Journal of Applied Ecology* 36: 147-156.
- HUTCHINGS M.R. & HARRIS S. 1996. The Current Status of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) in Britain. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- LANGBEIN G., HUTCHINGS M.R., HARRIS S., STOATE C., TAPPER S.C., WRAY S. 1999. Techniques for assessing the abundance of Brown hare *Lepus europaeus*. *Mammal review* 29: 93-116.
- LEIF A.P. 1995. Survival and reproduction of wild and pen reared ring-necked pheasant hens. *Journal of Wildlife Management* 58: 501-506.
- LEIF A.P. 2005. Spatial Ecology and Habitat Selection of Breeding Male Pheasants. *Wildlife Society Bulletin* 33: 130-141.
- LUNDSTRÖM-GILLIÉRON C. & SCHLAEPFER R. 2003. Hare abundance as an indicator for urbanization and intensification of agriculture in Western Europe. *Ecological Modeling* 168:283–301.
- MCLAREN GW, HUTCHINS MR, HARRIS S. 1997. Why are brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? *Gibier Faune Sauvage Game and Wildlife* 14:335–348
- MERIGGI A. 1989. Analisi dei metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici e applicativi. *Ricerche di Biologia della Selvaggina* 83: 1-59.
- MERIGGI A. 1983. Territorialismo, preferenze ambientali e produttività di una popolazione di fagiano. *Avocetta* 7: 1-12.
- MERIGGI A. 1992 Il Fagiano comune. In: *Fauna d'Italia*, Vol. XXIX: Aves 1. Gaviidae-Phasianidae. Brichetti P., de Franceschi P. & Bacetti N. (a cura di). Calderini Editore, Bologna, pp. 824-840.
- MERIGGI A. & PAPESCHI A. 1998. Fagiano. In: *Principi e tecniche di gestione faunistico – venatoria*. A.M. Simonetta e F. Dessì – Fulgheri (Eds). Greentime, Bologna, pp. 116-134.
- MERIGGI A. & ALIERI R. 1989. Factors affecting Brown hare density in northern Italy. *Ethology Ecology & Evolution* 1:255–264
- MERIGGI A., CINERARI C.E., NELLI L. 2012. Stato e tendenza delle popolazioni di fagiano (*Phasianus colchicus*) nelle zone protette dell'ATC MI Est 1. Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, rapporto non pubblicato.

- MERIGGI A., LOVARI S. 1996. Il ruolo della corretta gestione faunistica. Atti del Seminario: "Agricoltura, miglioramenti ambientali e valorizzazione della fauna". Accademia dei Georgofili. Quaderni 1995 III: 29-47.
- MERIGGI A., PANDINI W. & CESARIS C. 1996. Demography of the pheasant in relation to habitat characteristics in northern Italy. *Journal of Wildlife Research*, 1:15-23.
- MERIGGI A., VERRI A. 1990. Population dynamics and habitat selection of European hare on poplar monocultures in northern Italy. *Acta Theriologica* 35:69–76.
- MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYŠTUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VOHRALÍK V., ZIMA J. 1999. Atlas of European mammals. Academic, London
- MOREBY S. J. & SOUTHWAY S. E. 1988. Influence of autumn applied herbicides on summer and autumn food available to birds in winter wheat fields in southern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 285-297.
- NELLI L., MERIGGI A. & VIDUS ROSIN A. 2012. Effects of Habitat Improvements Actions (HIAs) and reforestations on Pheasants (*Phasianus colchicus*) in northern Italy. *Wildlife Biology* 18: 1-10.
- PANEK M., KAMIENIARZ R. 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–1995. *Acta Theriologica* 44: 67–75.
- PANEK M., KAMIENIARZ R., BRESINSKI W. 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriologica* 51: 187-193.
- Potts G.R. 1986. The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation. Collins, Londra, 274 pp.
- RICE C.G. 2003. Utility of pheasant call counts and brood counts for monitoring population density and predicting harvest. *Western North American Naturalist* 63: 178-188.
- RILEY T.Z. 1995. Association of the Conservation Reserve Program with ring-necked pheasant survey counts in Iowa. *Wildlife Society Bulletin* 23: 386-390.
- RILEY T.Z., CLARK W.R., EWING E., VOHS P.A. 1998. Survival of Ring-Necked Pheasant Chicks during Brood Rearing. *Journal of Wildlife Management* 62: 36-44.
- RILEY T.Z., SCHULZ J.H. 2001. Predation and Ring-Necked Pheasant Population Dynamics. *Wildlife Society Bulletin* 29: 33-38.
- RILEY T.Z., WOOLE J.B., RYBARCZYC W.B. 1994. Reproduction of ring-necked pheasants in Iowa. *Prairie Naturalist* 26: 263-272.
- ROBERTSON P.A. 1996. Does nesting cover limit abundance of ring-necked pheasants in North America? *Wildlife Society Bulletin* 24: 98-106.
- ROBERTSON P.A. 1998. Habitat selection and local abundance of breeding pheasants (*Phasianus colchicus*) in Utah. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 15: 433-446.
- ROBERTSON P.A., WOODBURN M.I.A., NEUTEL W., BEALEY C.E. 1993. Effects of land use on breeding pheasant density. *Journal of Applied Ecology* 30: 465-477.

- SAGE R. & TUCKER K. 1998. Integrated cropmanagement of SRC plantations to maximise crop value, wildlife benefits and other added value opportunities. Contract Report by the Game Conservancy Trust for the Department of Trade and Industry. Report: ETSU B/W2/00400/REP. ETSU, Harwell, Oxford, UK, 362 pp.
- SARGEANT A.B., ALLEN S.H., EBERHARDT R.T. 1984. Red fox predation on breeding ducks in midcontinent North America. *Wildlife Monographs* 89: 1-41.
- SINCLAIR, A. R. E., FRYXELL, J. M., CAUGHLEY G. 2006. *Wildlife Ecology, Conservation, and Management*. Blackwell Publishing, Malden, USA
- SLAMEČKA J. 1991. The influence of ecological arrangements on brown hare population. In: Csányi S, Ernhaft J (eds) *Proceedings of the XXth Congress of International Union of Game Biologists*, Hungary, pp 340–346
- SMITH RK, JENNINGS NV, HARRIS S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35:1–24.
- SMITH RK, JENNINGS NV, ROBINSON A, HARRIS S. 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41:1092–1102
- SUAREZ F., GARZA V., ONATE J.J., GARCIA DE LA MORENA E.L., RAMIREZ A. E MORALES M.B. 2004. Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 667-671.
- SUTHERLAND W.J. 2006. *Ecological Census Techniques: A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- TAPPER S.C., POTTS G.R. & BROCKLESS, M.H. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. – *Journal of Applied Ecology* 33: 965-978.
- TAPPER SC, PARSONS N. 1984. The changing status of the brown hare (*Lepus capensis* L.) in Britain. *Mammal Review* 14:57–70.
- TAPPER, S.C. & BARNES, R.F.W. 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23: 39–52.
- Vaughan N, Lucas EA, Harris S, White PCL (2003) Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40:163–175
- VICKERY J. A., CARTER N. E FULLER R. J. 2002. The Potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 41-52.
- VICKERY, J.A., FEBER, R.E., FULLER, R.J. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 1-13.

WOODBURN M.I.A. & ROBERTSON P.A. 1990. Woodland management for pheasants. In: J.T. Lumeij & Y.R. Hoogeveen (eds). The Future of Wild Galliforms in the Netherlands. Gegevens Koninklijke Bibliotheek, The Hague. Pp. 185-198.