

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO BICOCCA



Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Laurea Magistrale in Biologia

**EFFETTI DELLA DISMISSIONE DELL'ALLEVAMENTO SULLE
POPOLAZIONI DI RONDINE (*Hirundo rustica*) IN NORD ITALIA**

Relatore: Dott. Roberto Ambrosini

**Tesi di Laurea di:
Jacopo Onorio Locatelli
Matr. n° 734318**

Anno accademico 2010-2011

*“ Volano gli uccelli volano nello spazio tra le nuvole
con le regole assegnate a questa parte di universo
al nostro sistema solare...”*

Indice

Riassunto	pag. 5
Summary	pag. 7
1. Introduzione	pag. 9
2. La Rondine	pag. 15
2.1. Caratteristiche generali e tassonomia	pag. 15
2.2. Habitat, distribuzione e migrazione	pag. 17
2.3. Ecologia	pag. 22
2.4. Biologia riproduttiva	pag. 24
2.5. Conservazione	pag. 29
3. Materiali e metodi	pag. 32
3.1. Area di studio	pag. 32
3.2. Scelta del campione delle cascine	pag. 35
3.3. Raccolta e organizzazione dei dati	pag. 37
3.3.1. Dati relativi alla biologia riproduttiva	pag. 37
3.3.2. Dati relativi all'allevamento nelle cascine	pag. 40
3.3.3. Dati relativi all'uso del suolo intorno alle cascine	pag. 41
3.4. Metodi statistici	pag. 42
4. Risultati	pag. 47
4.1. Trend demografico nel Parco Adda Sud	pag. 47

4.2. Trend demografici nelle tre aree di studio	pag. 48
4.3. Presenza di allevamento e popolosità della colonia	pag. 55
4.4. Allevamento di bestiame e trend demografici	pag. 53
5. Discussione	pag. 58
5.1. Implicazioni per la conservazione della Rondine	pag. 67
6. Bibliografia	pag. 71
Ringraziamenti	pag. 80

Riassunto

Le popolazioni di uccelli legati agli agro-ecosistemi e dei migratori a lungo raggio hanno subito un rapido e spesso drammatico declino negli ultimi decenni. La Rondine (*Hirundo rustica*) è un piccolo uccello migratore che si riproduce sinantropicamente nelle cascine, in particolare dove è allevato il bestiame. Le popolazioni di questa specie hanno subito un marcato declino demografico in diverse parti del loro areale riproduttivo europeo.

In questo elaborato, viene documentato per la prima volta un calo drammatico dell' 8,4% all'anno nel numero di coppie riproduttive di Rondine e l'estinzione del 19,6% delle colonie in tre aree agricole del nord Italia che differiscono tra loro per le condizioni ecologiche generali (Parco Regionale Adda Sud, Parco Piemontese della Valle del Ticino e Parco Regionale di Montevicchia e della Valle del Curone). L'entità di questo declino è stata stimata su di un campione molto ampio di 190 cascine scelte casualmente, in cui le coppie riproduttive sono state censite sia nel 2001 che nel 2010, e si è verificato con tassi differenti nelle tre aree di studio. La Rondine è diminuita maggiormente (9,3% all'anno) in un'area intensivamente coltivata in cui le colonie sono molto diffuse, ed in misura minore (1,3% all'anno) in un'area collinosa in cui invece le rondini hanno una bassa densità di popolazione.

I cambiamenti nelle pratiche di allevamento del bestiame nelle cascine hanno influenzato significativamente le dinamiche delle popolazioni della

Rondine. In particolare, la dismissione dell'allevamento tra i due anni di censimento (2001 e 2010) in una data cascina ha causato un declino del numero di coppie riproduttive significativamente maggiore rispetto a quello avvenuto in una cascina in cui l'allevamento è stato mantenuto.

Questi risultati evidenziano che le popolazioni europee di Rondine che si riproducono in agro-ecosistemi intensivamente coltivati possono diminuire ulteriormente nei prossimi decenni, ed indicano che il mantenimento dell'allevamento di bestiame può contribuire a limitare il declino delle popolazioni di questa specie.

Summary

Populations of farmland and long-distance migratory birds have suffered steep, often dramatic, declines in the last decades. The Barn Swallow (*Hirundo rustica*) is a small migratory farmland bird that breeds synanthropically in farms, particularly where livestock is reared. Populations of this species have suffered marked declines in different parts of its European breeding range. Here, I first report a dramatic decline of 8.4% per year of the number of breeding pairs and the extinction of 19.6% of the colonies in three agricultural areas in Northern Italy, which differ in general ecological conditions (Parco Regionale Adda Sud, Parco Piemontese della Valle del Ticino and Parco Regionale di Montevicchia e della Valle del Curone). This decline was estimated on a very large sample of 190 randomly chosen farms where breeding pairs were censused both in 2001 and 2010, and occurred at different rate in the three study areas. Barn Swallows declined most (9.3% per year) in an intensively cultivated area where colonies are widespread, and least (1.3% per year) in a hilly area with a comparatively small density of colonies.

Variation in livestock farming significantly influenced population dynamics. Specifically, cease of livestock farming between the two census years at a given farm resulted in a significantly steeper decline in the number

of breeding pairs compared to farms where livestock farming was maintained. Our findings highlight that European populations of Barn Swallows breeding in intensively cultivated agro-ecosystems may become significantly depleted in the next decades, and indicate that maintenance of livestock farming may contribute to buffer the population decline of this species .

1. Introduzione



Sono sempre più numerose le specie europee di uccelli legati agli agroecosistemi che stanno subendo evidenti e drammatici cali demografici negli ultimi decenni (BirdLife International 2004; Donald *et al.* 2006). L'entità del declino varia, però, marcatamente tra le diverse aree geografiche: infatti dati raccolti tra il 1980 ed il 2008 mostrano che le popolazioni di queste specie sono diminuite del 55%, 46%, 42% e 21% rispettivamente nell'Ovest, nel Centro-Est, nel Nord e nel Sud dell'Europa (PECBMS 2009). Il segno e la rapidità di questi trend tuttavia non si distribuiscono tra i vari taxa in modo casuale, quanto piuttosto vengono influenzati dall'ecologia delle specie e del loro ciclo vitale. La tendenza delle popolazioni a ridursi è infatti associata alla preferenza per un habitat specifico ed ai principali tratti del loro ciclo vitale, fra i quali ad esempio il comportamento migratorio (Sanderson *et al.* 2006, Møller *et al.* 2008, Both *et al.* 2010).

Le specie di uccelli che si riproducono nelle campagne hanno sofferto un declino molto più ripido di quelle che vivono in ambienti boschivi o acquatici (BirdLife International 2004; Donald *et al.* 2006): in parte ciò è dovuto all'impatto diretto dei notevoli cambiamenti nelle pratiche agricole che si sono

verificati durante la seconda metà del secolo scorso. Si è così ottenuta una repentina alterazione del tradizionale paesaggio agricolo “a mosaico” che ha caratterizzato le campagne per secoli, portando ad un agro-ecosistema omogeneo, coltivato intensivamente e diffuso su larga scala, con una conseguente perdita di biodiversità (Chamberlain *et al.* 2000, Chamberlain e Fuller 2001, Donald *et al.* 2001, 2006). Ad esempio, è stato dimostrato che i trend demografici delle popolazioni di uccelli legati agli agro-ecosistemi che vivono nelle campagne covariano negativamente con la produzione di cereali dei Paesi europei (Donald *et al.* 2001), evidenziando come l’agricoltura intensiva e monocolturale determini alterazioni su larga scala della gestione del territorio e possa quindi essere messa in relazione causale col declino delle specie legate agli agro-ecosistemi (Chamberlain *et al.* 2000).

Le specie di uccelli migratrici trans-sahariane sono diminuite di più rispetto alle specie di uccelli migratrici a corto raggio e alle specie stanziali (Sanderson *et al.* 2006, Møller *et al.* 2008, Both *et al.* 2010): questo fatto può avere diverse cause concomitanti. Il tasso disuguale di cambiamento delle condizioni ecologiche che si sta verificando nelle diverse zone geografiche in cui gli uccelli trascorrono le diverse parti del loro ciclo annuale di vita, in particolare tra gli areali di svernamento e quelli riproduttivi, può sfociare in un “*mismatch ecologico*”. (Both e Visser 2001, Both *et al.* 2006, Ambrosini *et al.* 2011, Saino *et al.* 2011). Poiché infatti la fenologia dei diversi livelli trofici della catena alimentare risponde ai cambiamenti climatici con tassi differenti

(Walther *et al.* 2002), si genera uno sfasamento tra il periodo di picco della produttività primaria e della disponibilità di cibo e tra il periodo di arrivo negli areali riproduttivi delle specie di uccelli migratrici (Both *et al.* 2009). Anche le repentine alterazioni nelle condizioni ecologiche degli habitat di svernamento africani degli uccelli migratori a lungo raggio possono influire negativamente sulla sopravvivenza delle popolazioni e sui relativi trend demografici (Sanderson *et al.* 2006, Zwarts *et al.* 2009). In particolare, è stato osservato che le specie in maggiore calo demografico sono quelle che svernano in habitat africani aperti e asciutti (Sanderson *et al.* 2006): ciò probabilmente è dovuto alla sempre maggior degradazione e diminuzione di questi habitat, come ad esempio la regione del Sahel, la più importante area di svernamento e sosta per le specie migratrici afro-paleartiche (Zwarts *et al.* 2009). La desertificazione di quest'area negli ultimi decenni sta diventando allarmante: le cause vanno cercate in parte nel continuo consumo di suolo dovuto alla deforestazione, all'incremento dell' utilizzo di pesticidi e fertilizzanti ed all'allevamento estensivo praticato dalle popolazioni indigene, ma soprattutto nei cambiamenti climatici che hanno determinato una diminuzione media delle precipitazioni del 20% rispetto ad un secolo fa, con previsioni per i prossimi anni che il decremento raggiunga il 40% (Zwarts *et al.* 2009), generando complessivamente un drastico calo della produttività primaria, della biodiversità e dunque delle risorse trofiche.

La Rondine (*Hirundo rustica*) esemplifica al meglio alcuni dei fattori di rischio che, in diversi studi, si sono rivelati in grado di predire il calo demografico di questa specie. Innanzitutto è una specie migratrice a lunga percorrenza che sverna in habitat aperti a Sud del deserto del Sahara (Cramp 1988, Møller 1994, Turner, 2006). Inoltre è un uccello tipico delle campagne, che foraggia principalmente nei campi aperti, nei prati adibiti a pascolo e lungo le siepi, ed è strettamente associato e dipendente dalle costruzioni rurali per quanto riguarda la nidificazione. Infatti, poiché la riproduzione avviene molto spesso in stalle con bestiame e cavalli, la Rondine può essere sensibilmente colpita dai rapidi cambiamenti nelle pratiche di allevamento di bestiame che si stanno diffondendo largamente in Europa negli ultimi decenni, col risultato di una progressiva dismissione delle stalle tradizionali a scapito di quelle moderne ed intensive, che sono meno adatte alla nidificazione delle rondini (Møller 1994, 2001; Ambrosini et al. 2002, Turner 2006).

Le rondini che si riproducono nelle fattorie in cui è allevato il bestiame, hanno un maggior successo riproduttivo rispetto a quelle che si riproducono nelle fattorie che ne sono sprovviste (Grüebler *et al.* 2010): ciò molto probabilmente si verifica in quanto la Rondine trae notevole beneficio dalle temperature più elevate presenti all'interno delle stalle in cui vi è la presenza di bestiame (Ambrosini e Saino 2010). Un ambiente più caldo permette di conseguenza di anticipare la riproduzione e determina un aumento del

numero di coppie che depongono una seconda covata (Grüebler *et al.* 2010). Inoltre è stato osservato che la presenza di allevamento in una cascina è solitamente legata ad una maggiore disponibilità di cibo per la Rondine, sia perché il letame favorisce la produzione di insetti, sia perché i prati e i pascoli sono molto più ampi intorno alle fattorie con bestiame (Møller 2001, Ambrosini *et al.* 2002, *et al.* 2007, Grüebler *et al.* 2010). Tutti questi benefici generano una maggiore sopravvivenza media ed una maggiore qualità dei pulli nelle cascine con allevamento, in modo particolare quelli della seconda nidata (Grüebler *et al.* 2010), e possono spiegare la notevole preferenza delle rondini per le stalle, gli stabili e, in generale, per le costruzioni che presentano allevamento come locali per la nidificazione (Ambrosini e Saino 2010, Grüebler *et al.* 2010). La dismissione dell'allevamento in una cascina può dunque causare una diminuzione del successo riproduttivo (Grüebler *et al.* 2010), una minore frequenza delle seconde covate e, di conseguenza, un minore reclutamento di nuovi individui per la colonia nel corso degli anni (Møller 2001).

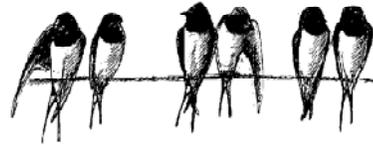
La Rondine ha subito un calo demografico in numerose parti del suo areale distributivo europeo, anche se l'entità del declino varia molto tra le diverse aree geografiche (Møller 1989, Tucker e Heath, 1994, Siriwardena *et al.* 1998, Robinson *et al.* 2003, BirdLife International 2004, PECBMS 2009).

In questi anni sono stati proposti molteplici meccanismi che agiscono nelle diverse parti del ciclo vitale annuale e nelle varie zone geografiche, per

spiegare le cause del declino delle popolazioni di rondini: l'agricoltura intensiva e la dismissione dell'allevamento nelle fattorie possono provocare la scomparsa locale di colonie (Møller 2001, Ambrosini *et al.* 2002), mentre la degradazione e la distruzione dell'habitat nei luoghi riproduttivi e di svernamento o lungo le rotte migratorie agiscono sinergicamente nel determinare il declino generale delle popolazioni di Rondine (Saino *et al.* 2004, Robinson *et al.* 2008).

In questo studio si riportano le dinamiche di popolazione della Rondine in tre aree agricole del nord Italia, diverse tra loro per condizioni ecologiche generali quali altitudine, uso del suolo e intensità dell'attività agricola, basate su un ampio campione di 190 casine in cui le coppie riproduttive sono state censite sia nel 2001 che nel 2010. Successivamente si analizzano gli effetti della presenza di allevamento sui trend delle popolazioni locali di Rondine, per saggiare la previsione che la dismissione dell'allevamento durante il periodo di studio si ripercuote negativamente su di esse rispetto alle condizioni in cui l'intensità dell'allevamento è rimasta costante (cioè era o presente o assente sia all'inizio che al termine del periodo di studio). Dal raffronto dei cambiamenti che avvengono nelle popolazioni delle tre diverse aree di studio, si può analizzare se gli effetti della presenza di allevamento differiscono in accordo con le condizioni ecologiche generali dell'area in cui si trovano le rondini.

2. La Rondine



2.1 Caratteristiche generali e tassonomia

La Rondine è sicuramente tra gli uccelli più popolari; probabilmente tanta popolarità deriva dal fatto che, da millenni, ha legato la propria vita a quella dell'uomo, soprattutto nelle campagne, divenendo così oggetto di numerose tradizioni e detti popolari oltre che simbolo dell'inizio della primavera con il suo arrivo dal continente africano (tradizionalmente posto il giorno di San Benedetto il 21 marzo).

La Rondine, uccello migratore ed insettivoro, appartiene alla famiglia *Hirundinidae* dell'ordine dei *Passeriformes*. Il suo corpo ha dimensioni ridotte: la lunghezza massima è di 20 cm, il peso varia tra i 18 ed i 20 g e l'apertura alare è compresa tra 31,8 e 34,3 cm (Terres 1980).

La forma slanciata ed aerodinamica del corpo, le ali lunghe ed appuntite, permettono alla Rondine un volo leggero, agile ed efficace, rendendola così una formidabile cacciatrice aerea. Il piumaggio, particolarmente corto ed aderente, ha un caratteristico colore nero con riflessi blu metallico che contrasta con il bianco crema del petto ed il rosso mattone della gola e della fronte. La coda, lunga dagli 8 ai 14 cm circa,

presenta macchie bianche alla base delle timoniere, probabilmente usate al momento dell'apertura a "ventaglio" durante il corteggiamento, come segnale visivo nei luoghi bui di nidificazione (Møller 1994). Le timoniere esterne lunghe e sottili, conferiscono alla coda la peculiare forma a "V". Nei giovani il piumaggio subisce un notevole cambiamento: nei primi giorni di vita il pullo ha piume lunghe e grigie concentrate sul dorso e sul capo; successivamente e nei giorni che precedono l'involo, si ricopre interamente di penne di colore più tenue rispetto a quello degli adulti. La muta completa viene effettuata una sola volta nell'arco dell'anno. Questa può iniziare in momenti diversi secondo la latitudine (Kasperek 1976): gli individui che stanziano nella parte più meridionale dell'areale iniziano la muta prima della migrazione autunnale, mentre nelle popolazioni più nordiche questa avviene al termine della migrazione. Mute incomplete possono avvenire durante la permanenza nei territori invernali. Durante la muta le penne sono sostituite gradualmente per non compromettere l'efficienza del volo. Studi svolti in Uganda, Zaire, Zambia e Sudafrica hanno infatti dimostrato che la muta inizia con la primaria più esterna per poi coinvolgere in successione tutte le altre penne (Cramp 1988).

La Rondine è sostanzialmente monomorfica: sono pochi i caratteri che permettono la distinzione tra i due sessi. I maschi generalmente hanno le timoniere esterne più lunghe (Møller *et al.* 1995), la carena ed il becco più robusti ed emettono, al termine del loro canto, singolari note gracchianti

definite *rattle*. Le femmine, invece, hanno un peso maggiore, tarsi lievemente più lunghi e la macchia del sottogola più estesa (Møller 1994). I giovani differiscono dagli adulti, oltre che per il colore, per la minore lunghezza delle ali e della coda, che acquisisce il tipico aspetto a “V “ solo dopo la prima muta (Figura 1).



Figura 1: Rondine 1: maschio adulto; 2 femmina adulta; 3 giovane (da Cramp 1988).

La vita media di una Rondine è di circa due anni, con una longevità massima riscontrata nel territorio italiano pari a sette anni (Ambrosini *et al.* 2002).

2.2 Habitat, distribuzione e migrazione

Si ritiene che originariamente la Rondine visse nelle praterie dove brucavano i grandi ungulati, presumibilmente nei pressi di pareti rocciose. Le sporgenze e le cavità di tali ripari dovevano costituire l'habitat naturale per la

costruzione del nido. Altri potenziali siti di nidificazione naturale potevano essere gli alberi cavi. L'habitat originario ora è completamente abbandonato in favore delle campagne coltivate, con paesi e cascinali. Per nidificare, vengono sfruttate le strutture antropiche, quali stalle, portici, cornicioni ed edifici abbandonati. Gli habitat naturali originari della Rondine dovevano quindi essere assai più rari oltre che meno sicuri e protetti di quelli attuali. Oggi le rondini si trovano in quasi tutti i climi che permettono un'adeguata e regolare produzione di piccoli insetti volanti; riescono a sopportare sia condizioni torride che gelide, venti forti e repentini cali della temperatura, ma sono particolarmente sensibili a brinate persistenti, precipitazioni nevose e altre condizioni che interferiscono con l'attività degli insetti.

Cambiamenti nelle pratiche agricole, in particolare quelli relativi all'allevamento di bestiame, possono influenzare sia i luoghi di nidificazione sia la disponibilità di cibo, ma gli effetti di tali cambiamenti sono difficili da identificare con esattezza, in quanto l'importanza di questi fattori varia nelle zone di svernamento e nelle aree di sosta durante la migrazione (Cramp 1988).

La Rondine si riproduce in tutta la regione Oloartica, dalle regioni sub-artiche a quelle mediterranee, sia nei climi continentali che in quelli oceanici. Le diverse popolazioni svernano in aree che comprendono parte dell'America centrale e meridionale, gran parte dell'Africa a sud del Sahara, India e sud-est Asiatico, fino alla nuova Guinea (Figura 2). Nell'Europa centrale le rondini

compaiono verso la fine di marzo. Il loro arrivo, tuttavia, dipende in gran parte dalla temperatura ed è estremamente variabile: studi recenti hanno infatti ipotizzato che le rondini, poche settimane prima della migrazione primaverile, potrebbero essere in grado di predire le condizioni climatiche presenti negli areali riproduttivi, probabilmente grazie a fenomeni meteorologici di larga scala quali l' Oscillazione Nord Atlantica (Huppopp e Huppopp, 2003). In particolare, si è notato che a temperature più basse della media a febbraio in Africa corrispondono temperature più alte della media in Europa a marzo e aprile, e viceversa. Le rondini quindi potrebbero anticipare la partenza dall'Africa nel primo caso e posticiparla nel secondo (Saino *et al.* 2008). Questo fenomeno è detto "*connettività climatica*", ed il suo studio potrebbe rivelarsi di grande importanza per capire le cause che stanno portando un numero crescente di uccelli migratori ad anticipare la data di migrazione (Gordo *et al.* 2005; Sparks *et al.* 2001; Zalakevicius *et al.* 2006).

Le condizioni climatiche limitano anche la diffusione delle rondini nelle regioni montuose: mentre sulle montagne dell'Europa centrale esse si riproducono fino a circa 2000 m di altitudine, sulle Alpi si spingono fino a 1800 m. In Svizzera si riproducono nelle vallate più ampie fino ad oltre 1700 m di quota, mentre nel Caucaso seguono gli insediamenti umani fino a 2400-3000 m. Comunque durante le migrazioni le rondini sorvolano catene montuose anche più elevate.

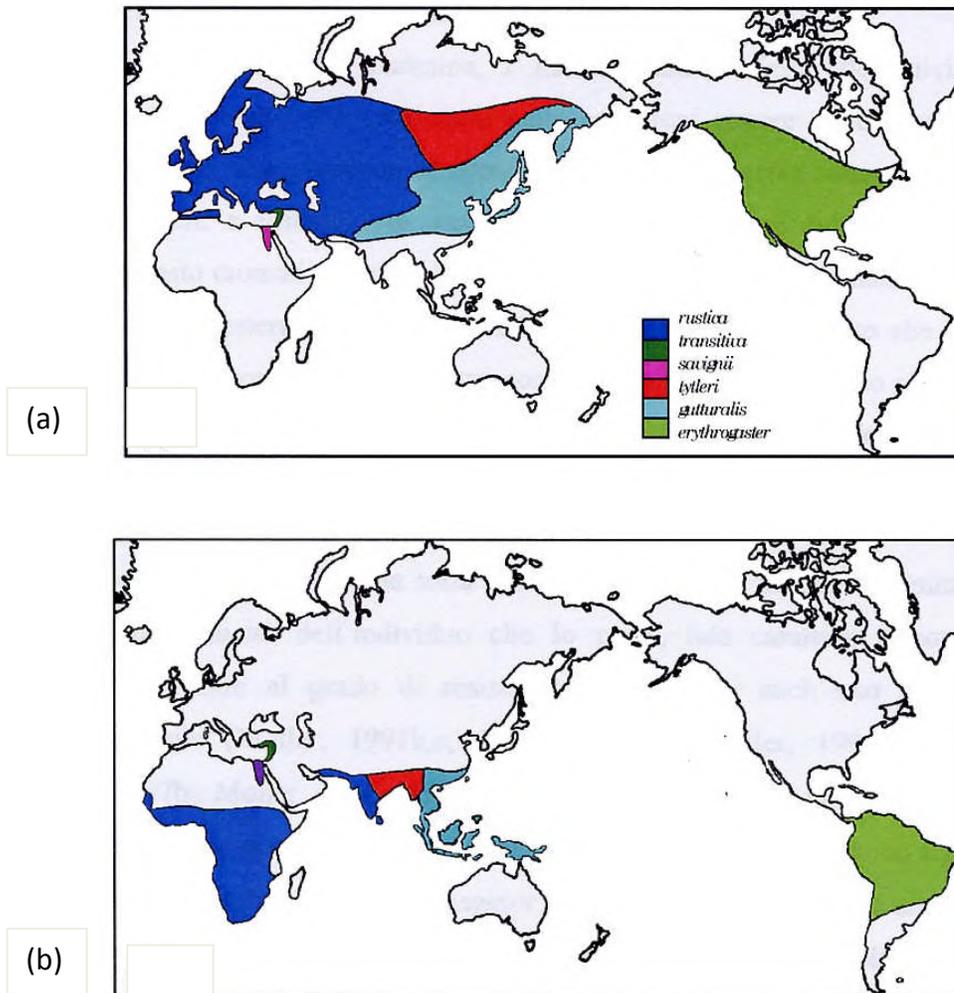


Figura 2: **a)** distribuzione delle diverse sottospecie di Rondine durante la stagione riproduttiva; **b)** distribuzione delle diverse sottospecie di Rondine durante la stagione invernale.

Già a partire dalla fine di agosto, ma soprattutto dalla seconda metà di settembre, le rondini ripartono verso gli areali di svernamento. Prima della partenza e nelle pause che si concedono durante il viaggio, esse si ammassano in grandi stormi, spesso composti anche da balestrucci (*Delichon*

urbicum), nei canneti che cingono stagni e laghi. Nell'Europa centrale si possono ancora scorgere rondini ritardatarie in ottobre e addirittura in novembre (Peters 1974). In una stessa colonia tra l'arrivo della prima coppia e quello dell'ultima possono trascorrere anche varie settimane. Si ritiene che la rotta migratoria verso le zone di svernamento della Nigeria o dell'Africa centrale sia mantenuta prevalentemente sopra la terra ferma mentre lo spostamento primaverile verso le aree di nidificazione pare segua rotte diverse (Cramp 1988).

Grazie a campagne di inanellamento a larga scala ed al progredire delle tecniche di analisi statistica si è potuto dimostrare l'esistenza di un forte legame ("*connettività migratoria*") tra gli areali di nidificazione e quelli di svernamento dovuto al movimento pendolare delle rondini tra di essi. In particolare, le popolazioni che si riproducono in aree diverse del Paleartico Occidentale si strutturano in due gruppi principali: il primo comprende le rondini che si riproducono nell'Europa sud-occidentale e che svernano nei territori africani compresi tra la Liberia e l'Uganda; il secondo invece include le rondini che si riproducono nel Nord Europa e che svernano in Africa a sud dell'equatore (Ambrosini *et al.* 2009). Così, ad esempio, le rondini delle isole britanniche trascorrono l'inverno in Sudafrica, quelle tedesche in Zaire, mentre le rondini italiane svernano prevalentemente in Nigeria e nell'Africa centrale (Møller *et al.* 1994).

Questi risultati sono stati confermati anche da studi sui gradienti di concentrazione degli isotopi nelle piume (Møller e Hobson 2003), da analisi genetiche (Lopes *et al.* 2006) e da studi di *radiotracking* (Cohn 1999).

2.3 Ecologia

Questa specie altamente sinantropica è giunta in molte parti del suo attuale areale distributivo solo in seguito all'insediamento umano. La Rondine predilige gli ambienti rurali che presentano stalle per l'allevamento del bestiame e letamai: qui infatti si sviluppano in gran numero gli insetti volanti che costituiscono la sua dieta. In particolare le rondini si alimentano di artropodi dall'esoscheletro sottile, come Ditteri (prevalentemente Sirfidi e Muscidi), Imenotteri, Lepidotteri, Coleotteri ed Emitteri (Cramp 1988). L'attività di foraggiamento è svolta quasi esclusivamente in volo, sia singolarmente che in folti gruppi costituiti anche da centinaia di individui, ed avviene in spazi aperti quali campi, canneti, radure e presso recinti per il bestiame; di conseguenza la caccia risente pesantemente di condizioni climatiche avverse quali piogge persistenti (Watson 1999). Sono stati segnalati anche altri modi bizzarri di procurarsi il cibo, come la cattura di bruchi dalle foglie, lo staccare insetti dalle ragnatele o addirittura la caccia di insetti dall'acqua volando lentamente contro vento: questo comportamento è stato osservato numerose volte nei fiumi o nei laghi (Cramp 1988). Infine, in Africa meridionale, spesso predano gli insetti disturbati dai grandi

mammiferi: non stupisce quindi che seguano i trattori che, nel rivoltare il fieno, provocano il volo di ingenti quantità di insetti.

I nidiacei sono accuditi da entrambi i genitori che portano il cibo (Figura 3), costituito da più insetti assieme, nel becco e rimuovono con la lingua le ali delle prede subito prima di nutrire i pulli (Cramp 1988).



Figura 3: adulto di Rondine che nutre i suoi pulli.

L'areale di caccia è circoscritto attorno al luogo di nidificazione, solitamente entro un raggio di 400 m (Ambrosini *et al.* 2002).

Negli areali di svernamento la Rondine vive principalmente nelle savane, nei pascoli umidi, nelle paludi e in aree agricole. La sopravvivenza in questi areali, così come in quelli riproduttivi, è influenzata dalle condizioni climatiche: inverni particolarmente secchi incrementano la mortalità poiché causano una scarsa disponibilità di insetti volanti (Møller 1989).

La migrazione è una fase delicata nella vita della Rondine: la mortalità durante il trasferimento primaverile mostra un picco dopo un inverno con scarse precipitazioni. La migrazione autunnale, inoltre, è letale per gli individui che non hanno raggiunto il 40% di massa grassa nel periodo pre-migratorio (Marangoni e Spina 2001). Soltanto il 35% degli individui supera queste prove e riesce a tornare negli areali riproduttivi la primavera successiva (Møller 1994).

2.4 Biologia riproduttiva

La stagione riproduttiva inizia ai primi di aprile e termina intorno alla fine di agosto, anche se in nord Europa può cominciare fino a 3 settimane più tardi, mentre in Spagna si hanno le prime uova già a marzo (Cramp 1988). I maschi, una volta arrivati nell'areale di riproduzione, scelgono un territorio di alcuni metri quadrati contenente alcuni potenziali siti di nidificazione che viene difeso dagli altri maschi rivali con esibizioni canore o anche aggressioni dirette (Møller 1994). I maschi, durante il corteggiamento, cantano vigorosamente ed aprono la coda a ventaglio così da attirare l'attenzione del potenziale partner nel sito prescelto per la riproduzione. Questa situazione può durare anche due settimane: in caso di esito positivo si forma la coppia, altrimenti la femmina cerca un altro compagno.

La coppia appena formata può iniziare la costruzione del nido o eventualmente la ristrutturazione di uno vecchio. Il nido della Rondine è una

coppa o una mezza coppa poco profonda fatta da palline di fango (ne vengono utilizzate dalle 750 alle 1400) raccolte nelle vicinanze (Figura 4), rivestita all'interno da piume e paglia.



Figura 4: Rondine nell'atto di raccogliere una pallina di fango per la costruzione del nido.

Solitamente i nidi sono larghi 20 cm e profondi 10 cm e vengono collocati su piccole sporgenze di superfici verticali quali travi o davanzali delle costruzioni; si trovano ad un'altezza dal terreno di 2-5 m. La costruzione del nido può durare dai tre giorni a più di due settimane, a seconda della disponibilità di materiale e delle condizioni meteorologiche. Le rondini costruiscono un nuovo nido per la seconda o la terza covata nel caso in cui quello vecchio fosse infestato da parassiti (Møller 1984).

Le uova sono di forma allungata, ellittiche od ovali, lisce, lucide e dal colore bianco leggermente punteggiato con macchioline rosso-brunoviolacee. Le dimensioni sono pari a 19,7 x 13,6 mm, per un peso medio di 1,9 g (Cramp 1988). La deposizione comincia mediamente 16 giorni dopo la formazione della coppia (Møller 1994): la femmina depone un uovo al giorno, anche se in caso di condizioni climatiche avverse la deposizione può interrompersi. La prima covata consta normalmente di 3-6 uova, ed il numero decresce nelle covate successive ed all'aumentare della latitudine (Møller 1984). La Rondine alleva 2-3 nidiate in ogni stagione riproduttiva; tra l'involto della prima nidata e quello della seconda vi è solitamente un intervallo di 55 giorni (Cramp 1988).

La cova inizia dopo la deposizione del penultimo o dell'ultimo uovo e dura mediamente 14 giorni (Cramp 1988; Møller 1994). È la femmina ad occuparsi della cova delle uova e si allontana dal nido esclusivamente per foraggiare, in modo da mantenere la temperatura di queste pressoché costante (Cramp 1988) ed esercitando così anche una stretta sorveglianza sul nido, evitando così fenomeni di parassitismo da parte di altre rondini. Infatti la Rondine non è capace di distinguere le proprie uova da quelle altrui: può quindi avvenire che altre femmine cerchino di deporre le loro uova all'interno del nido di un'altra coppia. Tale fenomeno si verifica quasi esclusivamente in colonie popolate. La schiusa avviene solitamente nelle ore diurne e continua per 24-48 ore dal momento della schiusa del primo uovo: la schiusa quindi

non è sincrona, e genera così una gerarchia tra i pulli che può anche sfociare nella morte dei più piccoli e meno robusti. Il successo della schiusa si aggira intorno al 90,4%, e la principale causa di fallimento è l'infertilità delle uova (Møller 1994). La cova dei piccoli continua ad essere assidua nei primi giorni per poi decrescere intorno al quattordicesimo giorno quando ormai sono in grado di termoregolare autonomamente (Cramp 1988; Figura 5): in questo periodo inoltre i pulli iniziano a defecare fuori dal nido. I pulcini emettono i primi suoni verso il quarto giorno di vita, ed aprono gli occhi tra i quattro e i nove giorni di età nella prima covata, ma non prima del tredicesimo nella seconda. L'involo dei pulli avviene circa al ventesimo giorno di vita in un arco di tempo di 48 ore (Møller 1994). I piccoli tornano al nido sempre con minore frequenza, fino all'inizio della seconda covata quando il maschio li scaccia.

In Italia si invola in media il 92,4% dei pulli; tra le principali cause di morte vi sono gli ectoparassiti, la carenza di cibo in periodi avversi e l'infanticidio (Calza 1996). L'infanticidio è causato dai maschi senza compagna che cercano di aumentare il proprio successo riproduttivo. La femmina la cui nidiata è stata uccisa abbandona allora il proprio partner sociale e si lega all'infanticida.



Figura 5: pulli di pochi giorni che spalancano il becco in attesa di essere nutriti dalla loro madre.

La Rondine è una specie socialmente monogama: la coppia che si forma rimane unita tutta la stagione riproduttiva e spesso dura tutta la vita; tuttavia si verificano casi di poliginia e di copule extra-coppia. Queste si verificano solitamente quando una femmina legata socialmente ad un maschio di bassa qualità si accoppia con un maschio di qualità maggiore, assicurando così un migliore pool genico alla prole (Møller 1994). D'altra parte anche i maschi traggono vantaggio da queste copule poiché aumentano il proprio successo riproduttivo rispetto ad una situazione di stretta monogamia . Numerosi studi hanno dimostrato che la lunghezza delle timoniere esterne rappresenta un segnale onesto della qualità del maschio (Møller 1994; Zahavi e Zahavi 1997), e che gli individui con la coda più lunga hanno maggior probabilità di essere scelti da una femmina e, dunque, una maggior fitness rispetto a maschi con le

timoniere più corte (Møller 1994; Saino 1997). La lunghezza delle timoniere è perciò un carattere fenotipico soggetto a forte selezione sessuale direzionale.

2.5 Conservazione

La Rondine è una delle circa 120 specie di uccelli che Bird Life International indica come minacciate dalle modificazione delle pratiche agricole. I dati distribuiti da questa organizzazione e da numerosi altri studi indicano un declino delle popolazioni in numerose parti d'Europa, anche se l'entità di questo fenomeno varia molto tra le diverse aree geografiche (Møller 1989; Tucker e Heath 1994; Robinson *et al.* 2003; Bird Life International 2004). Tali preoccupanti osservazioni non vanno trascurate, considerando che la Rondine incontra un grosso favore presso il pubblico, ed ha assunto negli anni il ruolo di specie "carismatica" nei programmi di conservazione della natura negli agro-ecosistemi.

Le cause della diminuzione delle rondini vanno probabilmente cercate nelle variazioni delle tecniche agricole e zootecniche e nella dismissione degli allevamenti. Gli allevatori di bestiame stanno infatti abbandonando le vecchie stalle tradizionali, luoghi preferiti dalle rondini per la loro riproduzione (Cramp 1988), per quelle grandi e moderne, influenzando così negativamente sulla disponibilità di siti adatti alla riproduzione (Ambrosini *et al.* 2002). I terreni adibiti alle culture foraggere, inoltre, diminuiscono in quanto sostituiti o da abitazioni o da monoculture intensive, causando di conseguenza la

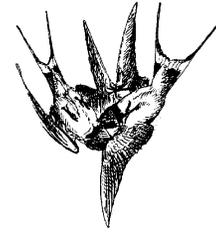
diminuzione delle aree per il foraggiamento delle rondini. Cementificazione, monocoltura ed agricoltura intensiva stanno determinando una semplificazione del paesaggio e la frammentazione o perfino l'eliminazione di elementi naturali e seminaturali che rappresentano aree adatte alla caccia della Rondine quali siepi e stagni (Watson 1999). A tutto questo va aggiunto l'utilizzo in agricoltura di sostanze chimiche quali pesticidi, erbicidi e fertilizzanti che riducono la disponibilità di insetti e che possono risultare tossiche per le rondini se ingerite indirettamente con la dieta.

Le aree di svernamento in Africa stanno subendo notevoli modificazioni: a causa dell'incremento demografico le zone ad elevata naturalità, quali ad esempio i canneti o altro luoghi umidi, stanno scomparendo per lasciare il posto a campi coltivati, bacini artificiali e nuove vie di comunicazione.

Il calo demografico che interessa le popolazioni di Rondine ha favorito l'avvio di diversi progetti di conservazione e di monitoraggio. Su scala europea, l'EURING (Unione europea per l'inanellamento) ha dato inizio allo "EURING Swallow Project", progetto che prevede l'inanellamento delle rondini su vasta scala geografica con lo scopo di analizzare i diversi aspetti della biologia della specie nell'intero arco dell'anno. In Italia invece la LIPU si pone l'obiettivo di coinvolgere l'opinione pubblica e le scuole mediante campagne di sensibilizzazione e petizioni pubbliche per la salvaguardia della Rondine. Nel 2010 anche la Regione Lombardia ha deciso di finanziare una campagna di monitoraggio delle popolazioni di rondini sul territorio

lombardo presenti in diversi parchi regionali o aree tradizionalmente dedite all'agricoltura e all'allevamento.

3. Materiali e metodi



3.1 Area di studio

Questo studio è stato condotto nel nord Italia, specificamente nel Parco Regionale Adda Sud, localizzato in Lombardia lungo il corso inferiore del fiume Adda (“AS” d’ora in poi, il cui centro approssimativo ha le coordinate: 45°19’N, 9°40’ E, superficie di 24260 ha), nel Parco Piemontese della Valle del Ticino, situato in Piemonte nell’ alta Pianura Padana (“TP”, 45°33’N, 8°44’E, superficie di 6561 ha) e nel Parco Regionale di Montevecchia e della Valle del Curone, un territorio collinoso posto nella Brianza tra Lecco e Monza (“MC”, 45°42’N, 9°22’E, superficie di 2350 ha) (Figure 6, 7, 8, e 9).

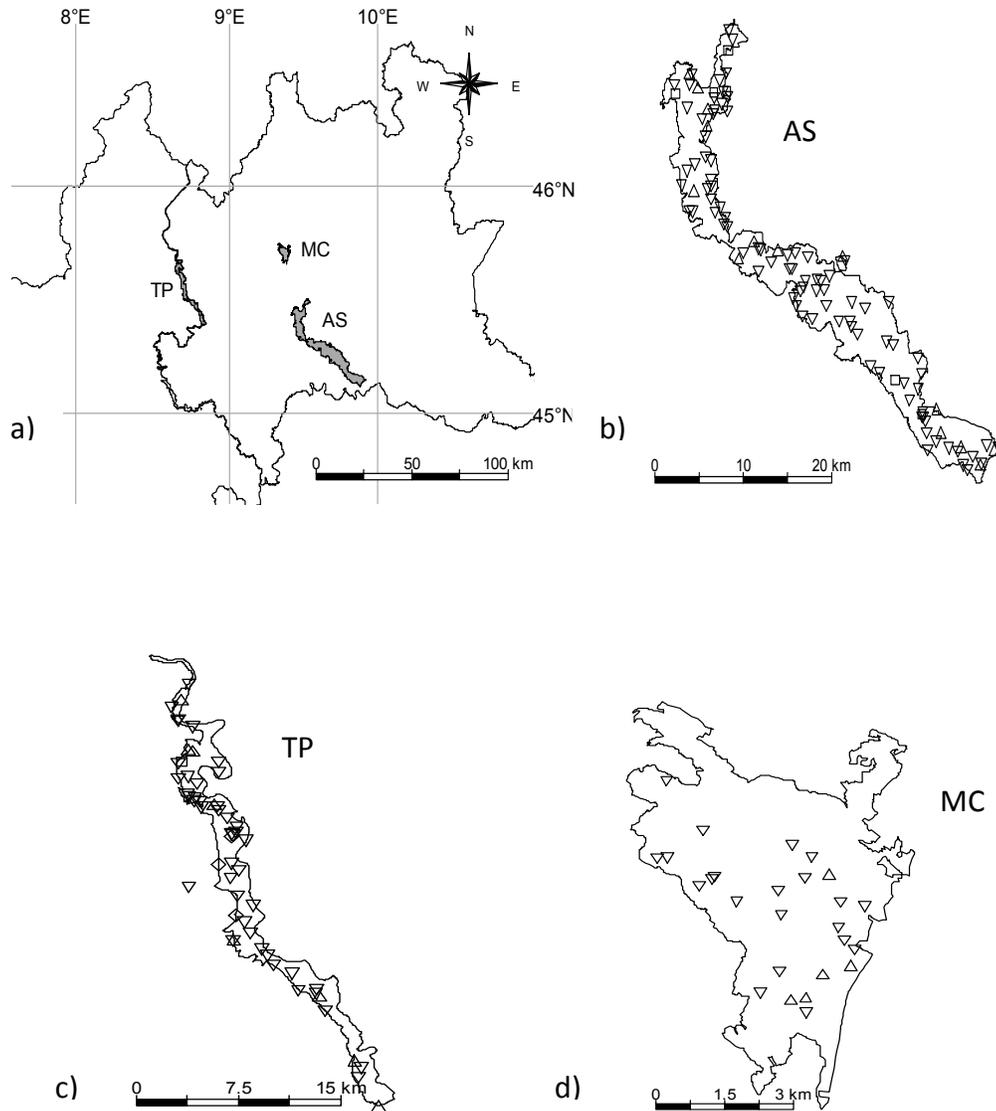


Figura 6: a) le aree di studio in Lombardia e Piemonte; TP: Parco Piemontese della Valle del Ticino, MC: Parco Regionale di Montecchia e della Valle del Curone, AS: Parco Regionale Adda Sud. b) Le cascate monitorate in AS, c) le cascate monitorate in TP, d) le cascate monitorate in MC. I simboli rappresentano i trend demografici delle colonie tra il 2001 ed il 2010; cerchi: cascate prive di rondini entrambi gli anni; quadrati: cascate con un trend demografico costante; triangoli rivolti verso l'alto: cascate con popolazioni in aumento; triangoli rivolti verso il basso: cascate con popolazioni in decremento; rombi: cascate in cui era disponibile solo il dato relativo alla presenza-assenza delle rondini.



Figura 7: prato con filari di pioppi, nel Parco Adda Sud.



Figura 8: veduta area della cascina "Casone", nel Parco Piemontese della Valle del Ticino.



Figura 9: cascine e vigneti della parte alta del paese di Montevécchia, nel Parco di Montevécchia e della Valle del Curone.

3.2 Scelta del campione delle cascine

Le unità campionarie usate per questo studio sono state gruppi di edifici rurali (d'ora in poi chiamate cascine) presenti all'interno dei confini dei parchi o immediatamente adiacenti ad essi, censite mediante la consultazione di Carte Tecniche Regionali (C.T.R.) in scala 1:10.000 dell'intera superficie dei parchi in questione, separate da altre cascine o costruzioni rurali da almeno 100 m (Ambrosini *et al.* 2002). Tale distanza è stata considerata arbitrariamente come la distanza minima che separa due colonie indipendenti di rondini. Nel caso in cui gli edifici più prossimi di due cascine si trovavano ad una distanza inferiore a 100 m l'uno dall'altro, tali cascine sono state considerate come se costituissero un'unica cascina. Al contrario se una

cascina era composta da due blocchi separati di edifici distanti tra loro più di 100 m, tali blocchi sono stati considerati come cascine indipendenti. Sebbene molte costruzioni fossero originariamente cascine, il loro uso durante il periodo del censimento può essere cambiato e destinato ad altri utilizzi quali, ad esempio, abitazioni, ristoranti o agriturismi. Le cascine da includere nel campione sono poi state scelte con criterio casuale.

In AS è in corso dal 1999 un progetto a lungo termine di monitoraggio delle popolazioni di rondini in un campione di cascine scelte casualmente all'interno dei confini del parco o nelle zone immediatamente circostanti (Ambrosini *et al.* 2002). In quest'area di studio 108 cascine sono state monitorate sia nel 2001 che nel 2010 e 94 in tutti gli anni dal 1999 al 2010. In TP 56 cascine all'interno o nei pressi dei confini del parco sono state censite sia nel 2001 che nel 2010; le altre cascine in quest'area di studio non hanno potuto essere monitorate a causa dell'inaccessibilità o della mancata disponibilità dei proprietari delle cascine. Per lo stesso motivo, nel 2010 non è stato possibile ottenere stime realistiche della dimensione delle colonie in tre cascine di TP (benché sia stato possibile confermare la presenza di rondini); queste cascine sono state pertanto escluse dalle analisi dei trend demografici e della dimensione della colonia, ma non da quelle sulla probabilità di estinzione delle colonie. In MC 26 cascine scelte casualmente sono state monitorate sia nel 2001 che nel 2010.

La dimensione delle cascine, stimata durante il censimento del 2010 come l'area totale occupata da stalle, granai, silos ed altre strutture accessibili alla Rondine per ogni cascina, era molto maggiore in AS (in media $3053,3 \pm 288,5$ ES m^2 , N=110) rispetto alle altre aree di studio (TP: $1000,8 \pm 195,0$ ES m^2 , N=50; MC: $238,1 \pm 45,5$ ES m^2 , N=49). Al contrario, la densità delle cascine era superiore in MC ($3,4$ casc. km^{-2}) che in AS ($1,3$ casc. km^{-2}) o in TP ($1,2$ casc. km^{-2}), come stimato da un censimento completo di tutte le cascine in ogni area di studio compiuto utilizzando mappe dettagliate (scala 1:10.000), foto aeree, e Google Earth (Mountain View, CA).

3.3 Raccolta e organizzazione dei dati

3.3.1 Dati relativi alla biologia riproduttiva

Nel 2010 tutte le cascine di ciascuna area di studio sono state monitorate secondo un protocollo standardizzato (Ambrosini *et al.* 2002): di ogni cascina è stata disegnata una pianta, desunta dalle CTR; su tale pianta è stata individuata la posizione di ogni edificio della cascina. Un codice indicava, entro gli edifici, ogni stanza in cui venivano rilevati nidi o tracce di nidi. Di tali stanze è stata disegnata una pianta a scala maggiore, ed in questa è stata annotata la posizione di ogni nido o traccia di esso. I nidi sono stati poi numerati in modo da essere identificati individualmente nelle visite successive. Su tali schede sono state annotate anche le caratteristiche della stanza e dell'edificio, quale la presenza o assenza di travi ed il materiale di cui

erano costituite, il materiale usato per la costruzione del soffitto ed una sintetica descrizione della struttura. Le cascine sono state monitorate ogni 14 giorni e durante ogni visita tutti i nidi sono controllati tramite uno specchio orientabile montato sulla sommità di un'asta telescopica: in questo modo è stato possibile osservare tutti i nidi (Figura 10). Per ogni covata sono stati rilevati il numero di uova, il numero di pulli e l'età dei nidiacei. Quest'ultima è stata stimata in base alle dimensioni corporee ed allo sviluppo delle penne ed è servita per ricostruire la data di schiusa. Tutte le date sono state, poi, indicate come numeri progressivi a partire dall'1 aprile, indicato come giorno 1 (ad esempio il 9 maggio è stato indicato come giorno 39).



Figura 10: osservazione di un nido mediante asta telescopica.

Il numero di coppie per ogni cascina è stato stimato come il massimo numero di nidi simultaneamente attivi (cioè contenenti uova e/o pulli) durante il periodo aprile-luglio.

Nel 2001 le caschine in AS sono state monitorate con il protocollo appena descritto, mentre i nidi delle caschine in TP e MC sono stati visitati ed ispezionati una volta al mese. La differenza nella frequenza di visite alle caschine tra AS e TP-MC potrebbe aver introdotto un *bias* nelle stime del numero di coppie nel 2001. Tale potenziale fonte di *bias* è stata presa in considerazione e quantificata, ricalcolando il numero di coppie riproduttive in un campione di 20 caschine scelte casualmente tra quelle censite nel 2001 in AS. In queste 20 caschine è stata ricalcolata la dimensione della colonia considerando soltanto le coppie osservate ad ogni seconda visita alla cascina, cioè con la stessa frequenza di campionamento delle altre due aree di studio. Utilizzando questo metodo, la dimensione della colonia è stata sottostimata in media meno del 5% (vedi anche il CAP. 5: Discussione). È stato calcolato anche il potenziale impatto di questo *bias* sulle stime della dimensione della colonia sui trend delle popolazioni. Il tasso di crescita della popolazioni è stato stimato linearizzando il modello di crescita esponenziale

$$N_t = N_0 e^{rt}$$

per mezzo della trasformazione logaritmica

$$\log(N_t) = \log(N_0) + r_t$$

(dove N_o è la dimensione della popolazione nel 2001 e N_t la dimensione del 2010). Se N_o è sottostimato di una frazione f allora il modello diventa

$$N_t = (1 - f) N_o e^{st}$$

dove s è il tasso di crescita distorto. Linearizzando il modello si ottiene

$$\log(N_t) = \log(1 - f) + \log(N_o) + s_t$$

e, dopo alcuni passaggi algebrici, risulta che

$$s - r = -\log \frac{1 - f}{t}$$

dove $(s-r)$ è il *bias* sul tasso di declino dovuto alla sottostima della dimensione della popolazione originale. Nei nostri dati questo *bias* è uguale a -0,005, ed è quindi un ordine di grandezza inferiore della differenza significativa nei tassi di decremento delle popolazioni tra AS e MC ($0,09 \pm 0,03$, vedi Figura 11 CAP. 4: Risultati). La differenza nelle frequenze di visite alle cascine nelle diverse aree non dovrebbe dunque avere distorto i risultati di questo studio.

3.3.2 Dati relativi all'allevamento nelle cascine

I dati riguardanti la presenza di bestiame nelle varie cascine sono stati raccolti durante le visite alle cascine in tutti gli anni in AS. In TP e in MC i dati relativi all'allevamento nelle cascine sono stati raccolti durante le visite alle cascine nel 2010, mentre quelli per il 2001 sono stati ottenuti intervistando i proprietari delle cascine (Ambrosini *et al.* 2002). Queste informazioni sono state usate per generare una variabile dicotomica "allevamento di bestiame" che indica la presenza o assenza di allevamento in una cascina in un dato

anno. Inoltre per ogni cascina è stata generata una variabile categoriale a 3 livelli “fattore allevamento” indicante la presenza di bestiame in una cascina: sia nel 2001 che nel 2010 (“Presente”), in nessuno dei due anni (“Assente”) o solo nel 2001 e non nel 2010 (“Cessato”). Tre cascine in AS e TP in cui era presente l'allevamento nel 2010 ma non nel 2001 sono state scartate dalle analisi in cui quest'ultima variabile era usata come predittore.

3.3.3 Dati relativi all'uso del suolo intorno alle cascine

L'estensione delle diverse tipologie colturali è stata rilevata per un raggio di 400 m attorno alle cascine, mediante escursioni a piedi o in automobile. I dati sono stati riportati su CTR in scala 1:10.000 con diversi colori. Per poter utilizzare nell'analisi statistica i dati relativi all'uso del suolo, è stato necessario misurare quantitativamente l'estensione delle diverse tipologie colturali. A tale scopo è stata utilizzata una griglia di 196 punti equidistanti centrata su ogni cascina: sono stati quindi contati i punti che cadevano entro ogni tipologia colturale. Nella griglia ogni punto corrisponde, quindi, a circa 0,25 ha di terreno. La distanza di 400 m è stata scelta perché si ritiene rappresenti la distanza massima a cui si spinge la maggior parte delle rondini impegnate nella riproduzione (Ambrosini *et al.* 2002).

I campi di mais (44%) e le colture foraggere (32%), cioè i prati polifiti in cui l'erba o l'erba medica *Medicago sativa* non vengono brucate direttamente dal bestiame ma vengono tagliati per produrre fieno per gli

animali durante l'inverno, sono le tipologie colturali prevalenti intorno alle cascine in AS (altitudine delle cascine monitorate 40-108 m); i boschi (37%) e le colture foraggere (25%) prevalgono invece attorno alle cascine di TP (99-281 m), mentre l'uso del suolo attorno alle cascine di MC (258-442 m) è costituito prevalentemente da boschi cedui (38%) e da colture foraggere (24%).

3.4 Metodi statistici

La consistenza totale delle popolazioni in ciascuna area di studio nel 2001 e nel 2010 è stata calcolata moltiplicando la popolosità media delle colonie di rondini in ogni cascina per il numero totale di cascine in ogni area di studio. Gli errori standard riguardanti le dimensioni totali delle popolazioni sono stati calcolati considerando la frazione di campionamento (Sutherland 2006).

Il tasso di crescita annuale delle popolazioni (da qui in avanti chiamato parametro r) in ogni area di studio ed in ogni cascina è stato stimato come la pendenza della regressione del numero di coppie riproduttive sull'anno. In tale modello è stata assunta una distribuzione poissoniana degli errori, ed il modello è stato corretto per la sovradisersione dei dati (Pannekoek e Van Strien 2005). La probabilità annuale di estinzione della colonia (d'ora in poi chiamato parametro E) è stata calcolata come sopra facendo la regressione del numero di colonie sull'anno. Poiché molte popolazioni sono diminuite durante il periodo di studio, in questo elaborato si fa riferimento anche al

“tasso di declino” di una popolazione ($-r$), pari all’opposto del tasso annuale di crescita.

I tassi di declino sono stati comparati tra le aree di studio e tra i diversi livelli del fattore allevamento mediante modelli ANOVA o modelli dei Minimi Quadrati Generalizzati (GLS) quando le varianze tra le aree di studio o tra le categorie di bestiame erano eterogenee (Zuur *et al.* 2009). L’estinzione della colonia è stata codificata come una variabile dicotomica pari a 1 se una colonia che era presente nel 2001 si era estinta nel 2010 e pari a 0 nel caso contrario. Questa variabile è stata poi analizzata con un Modello Lineare Generalizzato (GLM) assumendo una distribuzione binomiale degli errori, per investigare se la probabilità di estinzione della colonia differiva tra le aree di studio e tra i fattori allevamento. Sono stati condotti anche test *post-hoc* con il metodo di Tukey. Si noti che il calcolo dei tassi di crescita delle popolazioni ha permesso di comparare facilmente i trend demografici calcolati su tutti gli anni tra il 1999 e il 2010 e quelli calcolati nel 2001 e nel 2010.

Per esaminare in dettaglio l’effetto dell’allevamento di bestiame sul numero di coppie riproduttive di Rondine per cascina e l’effetto del cambiamento delle pratiche di allevamento sui trend delle popolazioni e sulla probabilità di estinzione, sono stati usati i Modelli Lineari Generalizzati Misti (GLMM). È stata assunta una distribuzione poissoniana degli errori nei modelli per il numero di coppie riproduttive di rondini per cascina, una distribuzione binomiale degli errori nei modelli di estinzione della colonia ed una

distribuzione gaussiana degli errori nei modelli per i trend della popolazione. L'anno, 2001 o 2010, indicato come una variabile dicotomica, è stato incluso come un effetto fisso nei GLMM del numero di coppie riproduttive in ogni area di studio. Durante lo sviluppo di questi modelli, è stata in primo luogo esaminata la struttura più adatta per le parti *random* del modello. Seguendo Zuur *et al.* (2009), inizialmente è stato incluso l'anno come una *random slope* a livello di cascina, ed è stato valutato se questo migliorasse la capacità del modello di interpolare i dati rispetto ai modelli che includevano solo la cascina come un fattore *random* (modelli *random intercept*). In tutti i casi, i modelli con *random slope* interpolavano meglio i dati rispetto ai modelli con *random intercept* (Test Rapporto di Verosimiglianza (LRT): $\chi^2_2 \geq 12,3$, $P \leq 0,002$). L'inserimento dell'anno come *random slope* a livello di cascina ha permesso di tenere conto delle variazioni entro cascina nei tassi di crescita delle colonie e di evitare di inflazionare il tasso di errori di tipo-I (Schielzeth e Forstmeier 2009). Comunque, l'inserimento di una *random slope* aumenta il numero di parametri che devono essere stimati dai modelli. In questo GLMM, in particolare, il numero di parametri *random* è pari al doppio del numero di caschine (un'intercetta ed un coefficiente angolare per cascina), ed è pertanto pari al numero totale di osservazioni disponibili (due anni di dati per cascina). Quindi, l'inclusione di una *random slope* in un modello in cui erano disponibili solo due anni di dati per ogni cascina, ha saturato il numero di effetti *random* che è possibile includere nel modello, in quanto non è possibile stimare un

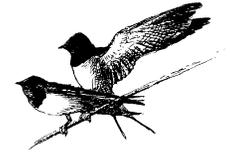
numero di effetti random maggiore del numero di osservazioni. Questo ha impedito di estendere il GLMM all'analisi dell'effetto dell'allevamento di bestiame sulla popolosità della colonia in tutte le aree di studio contemporaneamente. Un modello di questo tipo avrebbe, infatti, richiesto l'immissione dell'area di studio come un ulteriore fattore *random*. Per ottenere un test complessivo dell'effetto dell'allevamento di bestiame e dell'anno sul numero di coppie riproduttive in tutte le aree di studio, è stato quindi necessario utilizzare un approccio diverso, il *Weighted Z-method*, in base al quale sono stati ricapitolati i risultati ottenuti dai modelli separati per ogni area di studio. Questa procedura permette di combinare informazioni tra test multipli della stessa ipotesi nulla (Whitlock 2005).

Al contrario, sono stati usati i GLMM con l'area di studio inserita come un fattore *random* e assumendo una distribuzione gaussiana o binomiale degli errori, per indagare l'effetto del fattore allevamento sui trend delle popolazioni o sulla probabilità di estinzione delle colonie, presso tutte le aree di studio. Poiché il fattore allevamento è apparso influenzare diversamente i tassi di declino e le probabilità di estinzione nelle tre aree di studio, questo fattore è stato all'inizio incluso nei GLMM come una *random slope* entro area di studio, oltre che come un effetto fisso (Schielzeth e Forstmeier 2009). In tutti i casi, però, i modelli con una struttura *random* più semplice, contenenti solo l'area di studio come un fattore *random*, interpolavano i dati in modo non significativamente diverso rispetto ai modelli con *random slope*

(LRT: $\chi^2_5 \leq 4,51$, $P \geq 0,48$), e sono stati quindi preferiti. Poiché i modelli erano sottodispersi (parametro di dispersione $\leq 0,70$), conservativamente non sono stati corretti per la sovradisersione nei GLMM poissoniani e binomiali (Zuur *et al.* 2009).

È stato usato R 2.8.1 (R Development Core Team 2008) per le analisi statistiche, con la procedura *nlme* (Pinheiro *et al.* 2008) per i modelli GLS e quelli misti gaussiani, la procedura *lme4* (Bates *et al.* 2008) per i modelli GLMM poissoniani e binomiali, e la procedura *multcomp* (Bretz *et al.* 2001) per i test *post-hoc*.

4. Risultati



4.1 Trend demografico nel Parco Adda Sud

La stima di E dal campione delle cascine di AS monitorate nel 2001 e nel 2010 è stata entro il 95% dei limiti di confidenza degli stessi parametri calcolati sulle cascine della stessa area, campionate ogni anno tra il 1999 e il 2010 ($E=0,011$, 15%, IC: 0,005, 0,017; vedi Tabella 1 per le stime per il 2001 e il 2010). Il valore di r stimato dalle cascine monitorate nel 2001 e nel 2010 è stato leggermente più basso di quello stimato dalle cascine monitorate ogni anno tra il 1999 e il 2010 ($r= -0,063$, 15%, IC: -0,092, -0,034). Non c'è stata inoltre evidenza di una deviazione significativa dalla linearità dei trend demografici stimata in base al modello poissoniano interpolato sui dati dei censimenti annuali (Figura 11) (significatività del termine quadratico dell'anno: $|t|_9 \leq 1,0$, $P \geq 0,34$ in entrambi i casi). Quindi, poichè le analisi sui dati raccolti nel 2001 e nel 2010 presentano stime dei tassi di declino e del rischio di estinzione delle colonie simili a quelli ottenuti dai censimenti annuali, si è deciso di focalizzarsi sulle stime del parametro ottenuto dal confronto tra i dati ottenuti nel 2001 e nel 2010, in quanto questi dati erano disponibili per tutte le aree di studio.

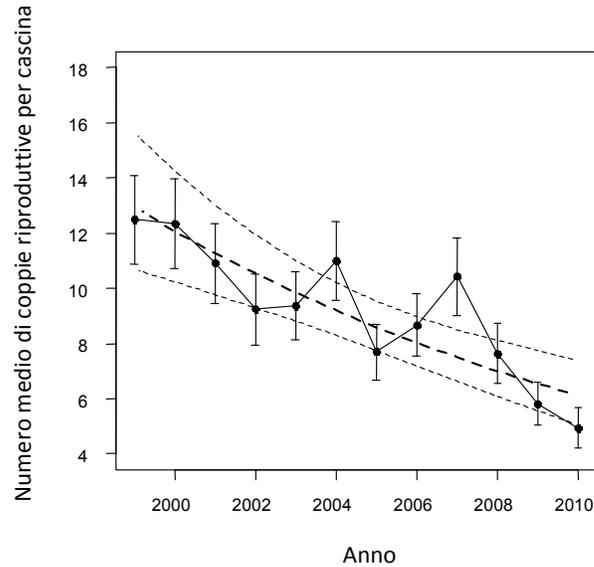


Figura 11: trend demografico delle coppie riproduttive di Rondine in AS, censite dal 1999 al 2010.

4.2 Trend demografici nelle tre aree di studio

I tassi di declino e le probabilità di estinzione delle colonie calcolati per le tre aree di studio comparando il numero di coppie riproduttive ed il numero di colonie registrate nel 2001 e nel 2010, sono mostrate nella Tabella 1.

Il tasso di declino del numero di coppie riproduttive nelle colonie presenti sia nel 2001 che nel 2010 è risultato significativamente diverso tra le aree di studio (modello GLS corretto per la disomogeneità delle varianze: $F_{2,104} = 3,15$, $P < 0,001$), con una differenza significativa tra AS e MC, mentre la differenza tra le altre aree non sono risultate statisticamente significative (Figura 12a, dettagli non mostrati). La probabilità di estinzione delle colonie è risultata differire significativamente tra le aree di studio (ANOVA binomiale:

$\chi^2_2 = 10,7$, $P = 0,005$), ed è risultata significativamente maggiore in MC che in AS. Non sono state osservate altre differenze significative (Figura 12b).

Tabella 1: statistiche riepiilogative dei trend demografici registrati presso le diverse aree di studio. N è il numero di caschine censite; E è la probabilità di estinzione annuale, r è il tasso di crescita annuale della popolazione. I numeri tra parentesi rappresentano gli errori standard. Le stime delle dimensioni totali delle popolazioni sono state ottenute tramite lo stimatore per espansione, ed i loro errori standard sono stati corretti tenendo conto delle frazioni di campionamento.

Area di studio	N	2001	2010	E	numero medio di		r	dimensione stimata	
					coppie riproduttive			della popolazione	
AS	108	83	730,014	10,95 (1.33)	4,76 (0.66)	-0,093	3493 (117)	1518 (58)	
TP	56	37	290,027	7,57 (1.45)*	3,89 (0.79)*	-0,074	575 (42)	296 (23)	
MC	26	18	90,077	2,08 (0.46)	1,85 (0.64)	-0,013	166 (10)	148 (14)	

* $N = 53$ caschine

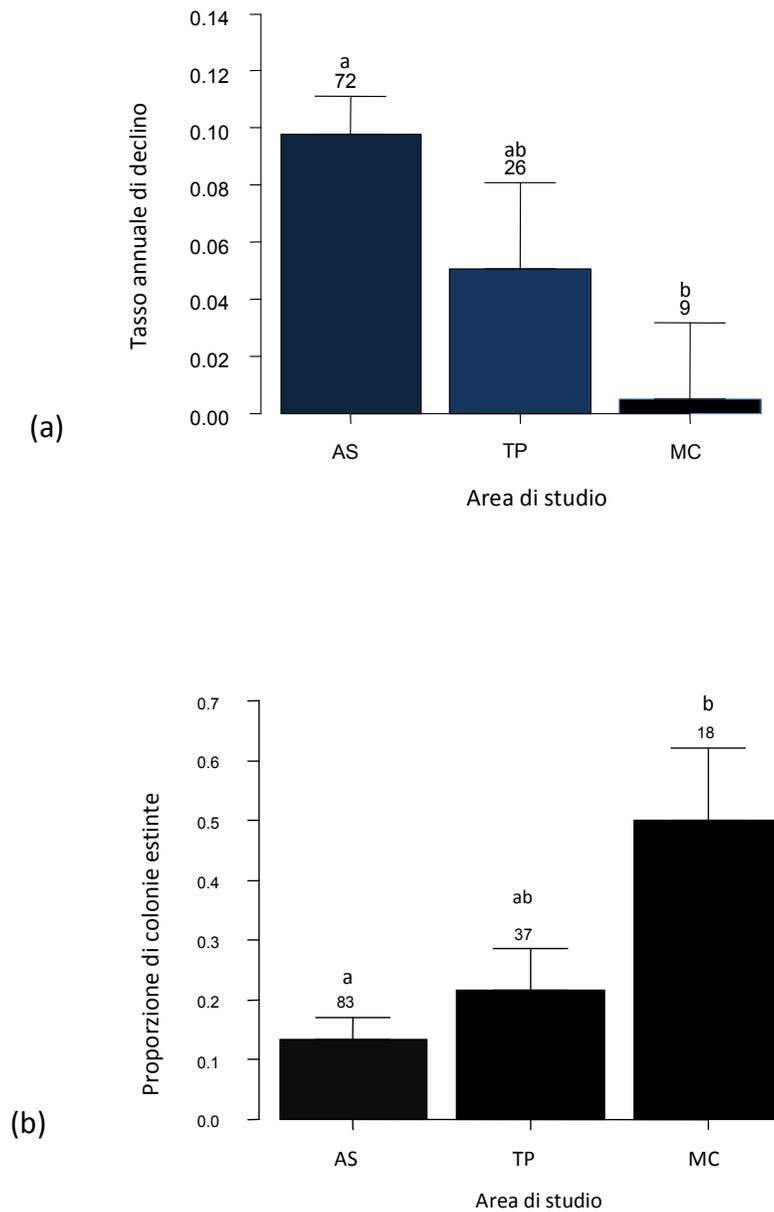


Figura 12: **a)** tassi medi annuali di declino (parametri $-r$ in un modello di crescita delle popolazioni) delle colonie di Rondine e **b)** proporzione di colonie estintesi tra il 2001 ed il 2010 nel Parco Regionale Adda Sud (AS), nel Parco Piemontese della Valle del Ticino (TP) e nel Parco Regionale di Montevicchia e della Valle del Curone (MC). Le barre rappresentano gli errori standard. I numeri rappresentano le dimensioni dei campioni. Le barre con lettere diverse indicano differenze significative ($P < 0,05$) tra le aree di studio dei test *post-hoc*.

4.3 Presenza di allevamento e dimensione della colonia

Il numero medio di coppie riproduttive per cascina è risultato significativamente maggiore nelle cascine con rispetto a quelle senza allevamento, sia in AS che in TP, ma non in MC (Tabella 2). Il declino del numero delle coppie riproduttive, che è risultato statisticamente significativo in tutte le aree di studio (Tabella 2), si è verificato con tassi analoghi nelle cascine con e senza allevamento, come indicato dal fatto che l'interazione tra le variabili Allevamento e Anno non è mai stata significativa ed è stata quindi rimossa da tutti i modelli (AS: $-0,43 \pm 0,32$ SE, $z = 1,33$, $P = 0,185$; TP: $0,57 \pm 0,51$, $z = 1,1$, $P = 0,27$; MC: $0,61 \pm 0,77$ SE, $z = 0,80$, $P = 0,43$). Questi risultati sono stati confermati nell'analisi condotta combinando i risultati provenienti dalle tre aree di studio (effetto della presenza di allevamento: $Z_w = -8,700$, $P < 0,001$; effetto dell'anno: $Z_w = -7,928$, $P < 0,001$).

Tabella 2: stima degli effetti fissi ottenuti dal GLMM poissoniano del numero di coppie riproduttive per cascina, in funzione della presenza di allevamento e dell'anno di censimento. L'interazione tra allevamento e anno non è mai risultata significativa ($P \geq 0,185$ in tutti i casi), ed è stata perciò rimossa dai modelli. In tutti i modelli la cascina è stata immessa come fattore *random* e l'anno come un effetto *random* entro cascina.

Effetto	Coef.	ES	z	P
<u>Parco Regionale Adda Sud</u>				
Intercetta	0,270	0,240	1,12	0,261
Allevamento	1,676	0,253	6,62	< 0,001
Anno	0,889	0,125	-7,09	< 0,001
<u>Parco Piemontese della Valle del Ticino</u>				
Intercetta	-0,476	0,289	-1,64	0,100
Allevamento	2,613	0,334	7,83	< 0,001
Anno	-0,551	0,226	-2,44	0,015
<u>Parco Regionale di Montevicchia e della Valle del Curone</u>				
Intercetta	0,200	0,312	0,64	0,521
Allevamento	0,023	0,390	0,06	0,954
Anno	-1,897	0,452	-4,20	< 0,001

4.4 Allevamento di bestiame e trend demografici

Il confronto dei tassi di declino delle colonie nelle cascine censite sia nel 2001 che nel 2010 ha mostrato differenze significative tra i livelli del fattore allevamento in TP ($F_{2,21} = 6,70$, $P = 0,006$). Le colonie nelle cascine in cui l'allevamento è cessato sono diminuite di più di quelle nelle altre categorie del fattore allevamento (test *post-hoc*: $|t|_{21} \geq 2,84$, $P \leq 0,025$, Figure 13a). Differenze marginalmente non significative sono state osservate in AS ($F_{2,67} = 2,79$, $P = 0,068$), e MC (modello GLS per la disuguaglianza delle varianze: $F_{2,6} = 4,93$, $P = 0,054$). Il GLMM che ha analizzato simultaneamente i dati provenienti dalle tre aree di studio, ha rivelato una variazione significativa nei tassi di declino in funzione del fattore allevamento ($F_{2,98} = 6,90$, $P = 0,001$). In particolare, è stato stimato un decremento delle colonie di Rondine presenti nelle cascine in cui l'allevamento è cessato, significativamente maggiore rispetto alle cascine in cui l'allevamento c'è sempre stato o non è mai stato praticato ($|z| \geq 3,29$, $P \leq 0,003$; Figura 13a).

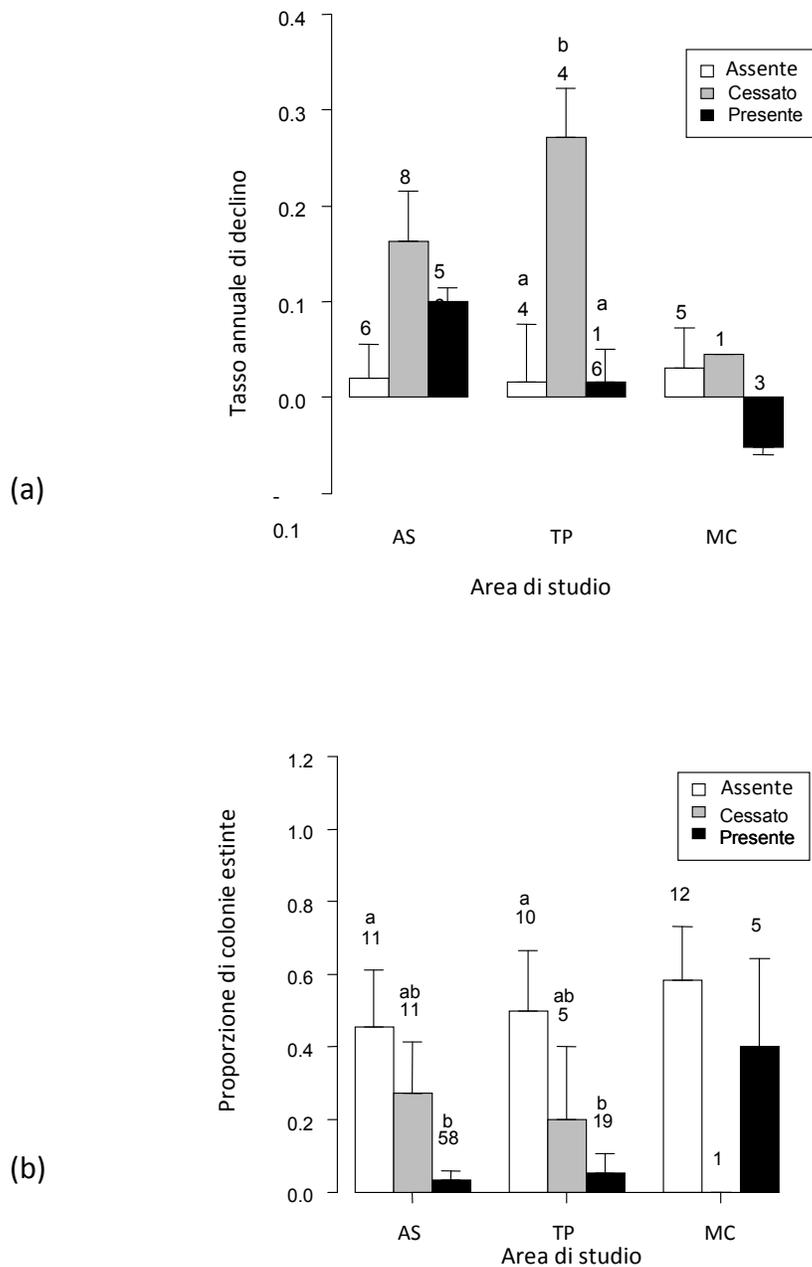


Figura 13 a): tassi medi annuali di declino (parametro $-r$ in un modello di crescita della popolazione) di colonie di Rondine e **b)** proporzione di colonie che si sono estinte tra il 2001 ed il 2010 nelle tre categorie di allevamento entro ciascuna area di studio. Le barre rappresentano gli errori standard mentre i numeri la dimensione dei campioni. Le barre con lettere diverse indicano differenze significative ($P < 0,05$) tra le categorie di allevamento entro ogni area di studio in base ai test *post-hoc*.

La probabilità di estinzione delle colonie è risultata significativamente diversa tra le categorie di allevamento in AS (LRT: $\chi^2_2 = 14,8$, $P < 0,001$) ed in TP (LRT: $\chi^2_2 = 7,9$, $P = 0,020$, Figura 13b), ed è stata significativamente minore nelle cascine in cui l'allevamento è stato praticato in entrambi gli anni rispetto alle cascine in cui l'allevamento non è mai stato praticato ($|z| \geq 2,40$, $P \leq 0,043$). Non si sono riscontrate differenze significative nella probabilità di estinzione della colonia tra le cascine nei diversi livelli del fattore allevamento in MC (LRT: $\chi^2_2 = 1,9$, $P = 0,383$).

Il GLMM applicato ai dati provenienti da tutte e tre aree di studio ha rilevato una differenza significativa nella probabilità di estinzione delle colonie tra le cascine nei diversi livelli del fattore allevamento (LRT: $\chi^2_2 = 25,1$, $P < 0,001$). In particolare, le colonie nelle cascine in cui l'allevamento è stato praticato in entrambi gli anni hanno mostrato una probabilità di estinzione significativamente minore rispetto a quella delle colonie nelle cascine in cui l'allevamento non è mai stato praticato od è cessato tra il 2001 ed il 2010 (Figura 14b). La differenza nella probabilità di estinzione della colonia tra le cascine in cui l'allevamento è cessato o in cui non è mai stato condotto è stata marginalmente non significativa (test *post-hoc*: $z = -1,85$, $P = 0,064$).

L'inclusione nel modello della dimensione della colonia nel 2001 come covariata non ha alterato i risultati (LRT della fattore allevamento: $\chi^2_2 = 15,8$, $P < 0,001$), ed ha rilevato che le colonie inizialmente più numerose hanno

avuto una minor probabilità di estinzione rispetto a quelle più piccole (coefficiente: $-0,170 \pm 0,058$ SE; LRT: $\chi^2_1 = 15,1$, $P < 0,001$). Non è stato osservato un effetto di interazione tra i diversi livelli del fattore allevamento e la dimensione della colonia nel 2001 (LRT dell'interazione: $\chi^2_2 = 4,29$, $P = 0,12$).

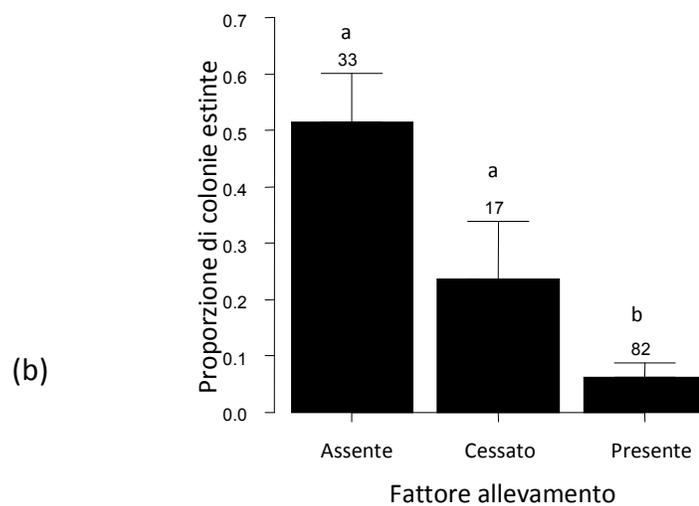
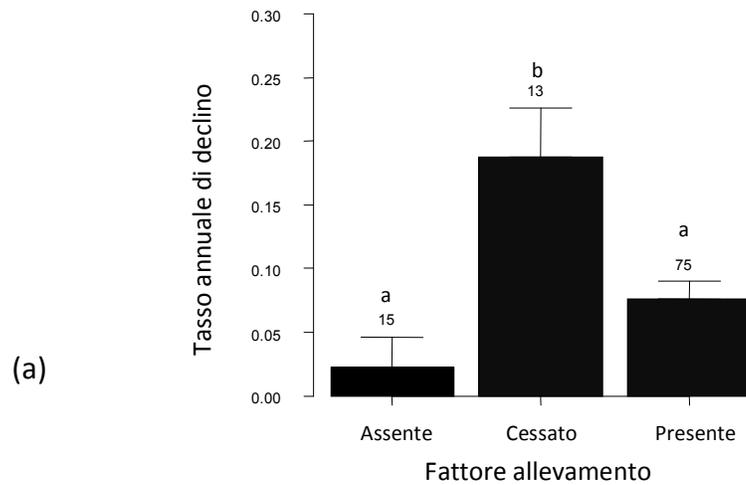


Figura 14: a) tassi medi annuali di decremento (parametro $-r$ in un modello di crescita della popolazione) di colonie di Rondine e **b)** proporzione di colonie che si sono estinte tra il 2001 ed il 2010 nelle cascine nelle diverse categorie di bestiame nelle tre aree di studio. Le barre rappresentano gli errori standard mentre i numeri le dimensioni dei campioni. Le barre con lettere diverse indicano differenze significative ($P < 0,05$) tra i diversi livelli del fattore allevamento secondo i test *post-hoc*.

5. Discussione



In questo studio sono stati raccolti dati attuali (2010) e storici (2001) sulla dimensione delle popolazioni riproduttive di Rondine in un ampio campione di 190 cascine in tre aree di studio in nord Italia, che differiscono tra loro nelle condizioni ecologiche generali come microclima ed uso del suolo prevalente. Sono state raccolte inoltre informazioni dettagliate riguardanti le dimensioni delle colonie in ogni anno tra il 1999 ed il 2010 in 94 cascine in un'area di studio. È stato così possibile verificare che i trend demografici calcolati sulla base dei dati dal 2001 al 2010 rispecchiano approssimativamente quelli provenienti dai censimenti annuali.

È stato documentato un calo drammatico nella popolazione di Rondine (8,4% per anno), maggiore di quello rilevato tramite il metodo dei punti di ascolto da Bani *et al.* (2009) per l'intera Lombardia (4,3% per anno) e più elevato anche del 9% stimato per l'Europa dallo *European Bird Census Council* nel periodo tra il 1990 ed il 2006, corrispondente ad un declino annuale dell' 1% (PECBMS 2009). L'entità di questo declino è comunque simile a quello documentato nelle popolazioni danesi tra il 1970 ed il 1999 (7,6% per anno), per le quali è stato stimato un tempo di estinzione di 22 anni per

mezzo dei modelli stocastici di popolazione (Engen *et al.* 2001). Le diversità riscontrate nei trend demografici tra popolazioni di Rondine che si riproducono in diverse parti d'Europa sono probabilmente dovute alle differenze nelle pratiche agricole, ed al diverso modo in cui esse si sono modificate nel corso degli anni, tra le varie regione europee (Báldi e Batáry 2011). Inoltre, le diverse popolazioni geografiche di Rondine svernano in diverse regioni africane (Ambrosini *et al.* 2009, 2011) e possono, quindi, essere colpite diversamente dai cambiamenti delle condizioni ecologiche nei rispettivi territori di svernamento.

È noto che le popolazioni di Rondine mostrano ampie fluttuazioni nella loro consistenza con un periodo di circa dieci anni (Siriwardena *et al.* 1998, Robinson *et al.* 2003). Il declino di questa popolazione sembra tuttavia essere continuo e costante durante i dieci anni di studio, almeno per quanto concerne il Parco Adda Sud, come indicato dal fatto che il trend complessivo della popolazione nel campione delle cascine monitorate in tutti gli anni non ha deviato dalla linearità (vedi CAP. 3: Materiali e Metodi). Inoltre, il decremento osservato sembra, sfortunatamente, essere il proseguimento di un ripido trend negativo di questa specie nella Pianura Padana, cominciato ancora prima dell'inizio di questo studio. Infatti, Selmi e Checchi (2001) hanno riportato un calo del 54,6% nel numero di coppie riproduttive di Rondine nel comune di Spilamberto (MO) tra il 1990 ed il 1999. Questa

informazione pare, quindi, suggerire che le popolazioni di Rondine in nord Italia possano essere diminuite del 75% durante gli ultimi 20 anni.

La diminuzione del numero di coppie di Rondine sembra essere avvenuta con tassi differenti nelle tre aree di studio. Prima di ulteriori considerazioni sui risultati, occorre fare due importanti precisazioni. La prima è che il numero di cascine che sono state censite sia nel 2001 che nel 2010 è stato molto più basso nel Parco di Montevicchia che nelle altre aree di studio. I risultati non significativi nelle analisi che hanno comparato il numero di coppie censite nelle cascine di quest'area nei due anni di studio con i trend nelle cascine nei diversi livelli del fattore allevamento, potrebbero quindi essere dovuti alla bassa potenza dei test statistici basato su un campione ristretto. La seconda è relativa ai protocolli di campionamento che nel 2001 (ma non nel 2010) erano diversi tra le aree di studio. Le cascine nel Parco del Ticino Piemontese e nel Parco di Montevicchia sono infatti state visitate una volta al mese in quell'anno, mentre le cascine nel Parco Adda Sud ogni due settimane. Questa potenziale fonte di *bias* è stata indagata in dettaglio (vedi CAP. 3: Materiali e metodi), e ne è emerso che il dimezzamento del tasso di campionamento ha implicato una riduzione del tasso di declino stimato di un ordine di grandezza inferiore rispetto alla differenza significativa tra i tassi di declino nelle analisi. La differenza nei tassi di campionamento nelle diverse aree non dovrebbe quindi aver inficiato la correttezza delle conclusioni generali che sono state tratte dai dati raccolti.

Il declino è stato maggiore nel Parco Adda Sud, un'area intensivamente coltivata localizzata lungo il corso inferiore del fiume Adda, in cui la dimensione media delle colonie era la più grande, minore nel Parco di Montevecchia, un'area collinosa che ospitava le colonie più piccole, ed intermedio nel Parco del Ticino Piemontese, un'area intensivamente coltivata situata nella parte alta della Pianura Padana, in cui anche la dimensione media delle colonie era intermedia. L'intensificazione delle pratiche di allevamento, che è stata indicata come la possibile causa per spiegare i trend negativi delle popolazioni di Rondine in Svizzera (Grüebler *et al.* 2010), può essersi verificata con tassi diversi nelle tre aree di studio e può quindi chiarire le differenze osservate nei tassi di declino. Le aree del Parco Adda Sud e del Parco del Ticino Piemontese, in cui le rondini sono diminuite maggiormente, sono infatti più intensivamente coltivate del Parco di Montevecchia. Le estinzioni delle colonie si sono però verificate meno nei parchi Adda Sud e del Ticino Piemontese che nel Parco di Montevecchia, probabilmente a causa della maggiore dimensione media delle colonie nelle prime due aree di studio. Inoltre, nel parco brianzolo metà delle colonie si sono estinte tra il 2001 ed il 2010, probabilmente a causa del fatto che numerose cascine sono state ristrutturare e profondamente modificate in questi anni (J. O. Locatelli, osservazioni personali), cambiandone così la loro destinazione d'uso e diventando, probabilmente, inadatte per la riproduzione della Rondine. Il Parco di Montevecchia può essere, quindi, considerato un'area dove la

Rondine si riproduce a bassa densità a causa della sempre più ridotta disponibilità di siti idonei alla riproduzione. Le cascine in quest'area sono, inoltre, più piccole che nelle altre aree di studio e la loro densità è più alta. Inoltre, il clima e le condizioni ecologiche generali in quest'area collinosa sono diverse rispetto a quelle presenti nelle altre aree di studio, che sono intensivamente coltivate e situate nella la Pianura Padana. L'habitat nel Parco di Montevicchia può, quindi, essere sub-ottimale per la Rondine, come suggerito dall'osservazione che nel 2010 le cascine in MC hanno ospitato mediamente un numero di coppie riproduttive ($1,18 \pm 0,37$ ES) simile a quello delle cascine prive di allevamento nelle altre aree di studio (AS: $1,70 \pm 0,43$; TP: $0,82 \pm 0,34$).

La presenza di allevamento di bestiame in una cascina ha influenzato positivamente la dimensione delle colonie di Rondine, come atteso (si veda ad es. Møller 1994, 2001, Ambrosini *et al.* 2002, Turner 2006), nel Parco Adda Sud e nel Parco del Ticino Piemontese e nelle analisi sui dati delle tre aree di studio congiuntamente, ma non nel Parco di Montevicchia. Il fatto che in quest'area la distribuzione della Rondine non sembri essere influenzata dalla presenza di allevamento non è facile da spiegare, ma può essere ancora dovuta alle differenti condizioni ecologiche generali di quest'area. In alternativa, essa può semplicemente derivare dalla scarsa potenza dei test statistici, dovuta al ridotto numero di cascine censite in quest'area di studio.

La stretta relazione tra le rondini e la presenza di bestiame spiega il forte impatto negativo che la cessazione delle pratiche di allevamento ha avuto sulle popolazioni riproduttive di Rondine. Infatti, le colonie presenti nelle cascine in cui l'allevamento è cessato sono diminuite di più di quelle delle cascine in cui l'allevamento è sempre o non è mai stato praticato. Questo risultato è in accordo con quelli di studi precedenti condotti in Danimarca (Møller 2001), in cui è stato dimostrato che la dismissione dell'allevamento determina un minore reclutamento di nuovi individui, portando ad un rapido declino della colonia (Møller 2001). Inoltre, la presenza di bestiame nello stesso locale in cui avviene la nidificazione favorisce la riproduzione della Rondine (Ambrosini *et al.* 2006, Ambrosini e Saino 2010, Gruebler *et al.* 2010). Il numero di cascine in cui era presente l'allevamento è diminuito approssimativamente del 10% tra il 2001 ed il 2010 in tutte e tre le aree di studio (AS: 10,8%. TP: 9,09%, MC: 10,0%), pertanto la variazione osservata nel tasso di declino delle popolazioni tra queste aree non può essere spiegata con la differente variazione nelle pratiche zootecniche. Anche la probabilità di estinzione della colonia è risultata significativamente differente tra i diversi livelli del fattore allevamento, essendo maggiore nelle cascine che non hanno mai ospitato bestiame, intermedia nelle cascine in cui l'allevamento è cessato e minore nelle cascine che hanno da sempre allevato bestiame. Nel campione indagato, le cascine in cui l'allevamento è stato dismesso tra il 2001 ed il 2010 ospitavano nel

2001 un numero di coppie riproduttive simile a quello delle cascine in cui l'allevamento è stato mantenuto (come stabilito da un modello misto poissoniano con le aree di studio come fattore *random*: $z = 1,75$, $P = 0,08$). La probabilità di estinzione intermedia nelle cascine in cui l'allevamento è cessato può, quindi, risultare da un declino più marcato di colonie originariamente di grandi dimensioni.

La presenza di allevamento sembra quindi determinare la presenza di un maggior numero di coppie riproduttive per cascina, probabilmente grazie ad una combinazione di benefici diretti ed indiretti per la riproduzione della Rondine. Il primo beneficio riguarda gli insetti volanti, che sono più abbondanti nelle cascine con allevamento rispetto a quelle che ne sono prive (Møller 2001). Il secondo effetto benefico concerne l'estensione dei prati e delle colture foraggere in generale, che sono i siti di alimentazione preferiti dalla Rondine (Ambrosini *et al.* 2002, Evans *et al.* 2007), che sono più ampi attorno alle cascine che presentano allevamento (+11,6% nel 2010), entro un raggio di 400 m, corrispondente all'areale di foraggiamento di questa specie (Ambrosini *et al.* 2002). Il terzo beneficio riguarda, invece, i locali che ospitano il bestiame, che sono significativamente più caldi rispetto ai locali che ne sono privi. Questo influenza il fenotipo dei pulli (Ambrosini *et al.* 2006, Ambrosini e Saino 2010) e la loro sopravvivenza (Grüebler e Naef-Daenzer, 2006). Tutti questi benefici scompaiono dopo la dismissione dell'allevamento, dando luogo, probabilmente, al rapido declino della dimensione

della colonia che è stato osservato in questo studio. Inoltre, le costruzioni ospitanti il bestiame sono di solito accessibili alla Rondine per la costruzione del nido, ma, una volta cessato l'allevamento, possono essere ristrutturate e diventare inaccessibili alle rondini, causando così la perdita dei siti di nidificazione. Sfortunatamente non si hanno informazioni dettagliate riguardo l'accessibilità delle costruzioni per la riproduzione della Rondine nel 2001, sia nel Parco del Ticino Piemontese sia in quello di Montevicchia. Nel Parco Adda Sud, invece, è stato possibile stimare l'impatto della perdita dei siti di nidificazione: il tasso di declino delle colonie presenti nelle cascine in cui le strutture che nel 2001 ospitavano coppie di rondini riproduttive sono state ristrutturate o rese in qualche modo inaccessibili alle rondini nel 2010 ($N = 54$ cascine), non è stato maggiore rispetto a quello delle cascine in cui tutti i nidi sono rimasti accessibili ($N = 16$ cascine) (t-test: $t_{68} = 1,00$, $P = 0,32$). L'effetto della riduzione dei siti di nidificazione non è stata significativa anche in analisi che hanno tenuto conto dell'effetto del fattore allevamento (ANOVA: $F_{1,66} = 0,14$, $P = 0,71$, altri dettagli non mostrati). Quindi, la perdita dei siti di nidificazione sembra non avere determinato il declino delle colonie nel Parco Adda Sud. Comunque, l'effetto della perdita dei siti riproduttivi può essere stata più grave nei parchi del Ticino Piemontese e in quello di Montevicchia che nel Parco Adda Sud, in quanto la dimensione media delle cascine è molto minore nelle prime aree che nella seconda (vedi CAP. 3: Materiali e Metodi). La ristrutturazione delle cascine, svolta in maniera da

negare l'accesso alle rondini, può quindi aver contribuito al generale declino della Rondine in queste aree.

Le colonie più piccole si sono anche estinte con una probabilità più alta rispetto alle più grandi. Queste colonie, in origine piccole, si trovavano probabilmente in aree sub-ottimali in cui il reclutamento di giovani individui alla loro prima stagione riproduttiva era presumibilmente scarso e si è plausibilmente ridotto ulteriormente in un periodo di generale declino delle popolazioni.

Tre cascine nel Parco Adda Sud e nel parco del Ticino Piemontese hanno iniziato ad allevare bestiame tra il 2001 ed il 2010. Le colonie di due di queste cascine si sono estinte, mentre le altre hanno mostrato trend demografici leggermente positivi ($r = +0,02 \pm 0,04$ SE in media, $N = 4$). Le colonie estinte erano molto piccole nel 2001 (1 e 2 coppie riproduttive, rispettivamente) e, almeno in un caso, l'estinzione è probabilmente dovuta al disturbo provocato dalla ristrutturazione della cascina (benché la vecchia stalla in questa cascina sia stata mantenuta). Il trend positivo nelle altre cascine supporta dunque l'ipotesi che la presenza di allevamento migliori l'idoneità di una cascina per la riproduzione della Rondine, anche se la ridotta dimensione del campione impedisce di condurre analisi statistiche su queste cascine.

Le colonie riproduttive di Rondine sono diminuite con tassi simili nelle cascine in cui l'allevamento non è mai stato praticato o in cui è sempre stato presente. Ciò suggerisce che il generale declino delle popolazioni riproduttive

non sia dovuto solo alla dismissione delle pratiche di allevamento, ma anche ad altre cause. I cambiamenti nelle condizioni climatiche generali, sia negli areali riproduttivi che in quelli di svernamento, potrebbero essere inclusi tra le potenziali cause, in quanto sembra che abbiano determinato un grave declino nelle popolazioni di numerose specie di uccelli migratori (Møller *et al.* 2008). Inoltre, i cambiamenti nelle condizioni ambientali sia nei territori di svernamento che lungo le rotte migratorie, paiono influire negativamente sulla sopravvivenza degli uccelli migratori (Szép *et al.* 2006): ciò vale in particolare per quelle specie, come la Rondine, che svernano in habitat aperti e asciutti (Sanderson *et al.* 2006). Questo può avere profondi effetti sulla dimensione della popolazione di molte specie, in quanto la mortalità degli adulti di uccelli che si cibano di insetti volanti, come la Rondine, si verifica soprattutto durante questa fase del ciclo annuale di vita (Robinson *et al.* 2008).

5.1. Implicazioni per la conservazione della Rondine

Attualmente la Rondine è catalogata dall' IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura, 2010) come una specie a "rischio minimo", ma il brusco declino (circa il 50% in dieci anni) che è stato documentato in questo studio rende urgente la pianificazione di strategie per la conservazione di questa specie in Italia ed in altri Paesi (ad es. Danimarca; Engen *et al.* 2001). Il generale trend negativo osservato in tutte le aree di studio, a prescindere dal

cambiamento delle pratiche di allevamento, è probabilmente dovuto a fattori che agiscono a scala più larga o addirittura su scala geografica globale, come i cambiamenti climatici ed ambientali negli areali africani di svernamento e di transito. Verosimilmente, molte altre specie svernanti in Africa risentono negativamente dei medesimi problemi (Sanderson *et al.* 2006, Møller *et al.* 2008, Both *et al.* 2009, Jones e Cresswell 2010, Saino *et al.* 2011). In ogni caso, i cambiamenti nelle pratiche zootecniche che si stanno verificando negli areali di riproduzione, quali la dismissione dell'allevamento, sembrano avere effetti negativi ulteriori sulle popolazioni di Rondine. Azioni di conservazione atte a mitigare i trend negativi globali della Rondine dovrebbero, di conseguenza, favorire il mantenimento delle pratiche di allevamento, che sembra essere cruciale nel limitare il declino delle popolazioni riproduttive di questa specie.

Rimane da chiarire se l'effetto tampone dell'allevamento sui cali demografici della Rondine sia dovuto alla sola presenza di bestiame ed al conseguente effetto positivo sul successo riproduttivo stagionale (Grüebler *et al.* 2010), o dipenda invece dalle caratteristiche dell'habitat associato alla presenza di allevamento, come pascoli o colture foraggere, che rappresentano i siti di caccia preferiti da questa specie. Una gestione del territorio che includa tra i suoi obiettivi la conservazione della Rondine, dovrebbe focalizzarsi sul mantenimento dell'allevamento di bestiame nelle cascine, in quanto le cascine in cui si è sempre praticato l'allevamento hanno

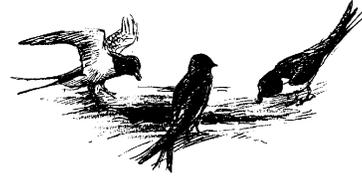
le colonie più grandi, che declinano meno e presentano il minor rischio di estinzione. Tuttavia, attualmente nella gestione del territorio non viene presa in considerazione l'importanza dell'attuazione di progetti specifici per la conservazione della Rondine. Questa specie potrebbe comunque trarre beneficio da politiche di gestione del territorio aventi come obiettivo il mantenimento dei prati a foraggio e l'aumento delle estensioni delle siepi, in quanto questi habitat sono i siti di alimentazione preferiti dalle rondini (Ambrosini *et al.* 2002, Evans *et al.* 2007, Gruebler *et al.* 2010). Un allevamento meno intensivo ed un'agricoltura a minor impatto ambientale promotrice di biodiversità colturali, che dovrebbero essere promossi dalle future Politiche Agricole Comunitarie (P.A.C.), potrebbero avere effetti positivi sugli uccelli legati agli agro-ecosistemi (Báldi e Batáry 2011) e, auspicabilmente, anche sulla Rondine.

Su scala locale, le azioni di conservazione sarebbero più efficaci nel Parco Adda Sud che nelle altre aree di studio, sia perché il declino delle popolazioni è stato più marcato in quest'area, sia perché in essa è presente la popolazione più grande. Sfortunatamente, le politiche di gestione del territorio che si pongano l'obiettivo di aumentare le popolazioni di Rondine sembrano essere di difficile attuazione in quest'area, perché implicherebbero elevati costi economici ai proprietari delle cascine. Attualmente, infatti, la dismissione dell'allevamento di bestiame e la conversione dei pascoli e dei prati a foraggio in campi arabili per la produzione di biomassa è

economicamente vantaggiosa per gli allevatori (R. Ambrosini, dati non pubblicati).

In conclusione, questa ricerca suggerisce un'attenta valutazione dello *status* di conservazione della Rondine, che ha mostrato un allarmante declino delle popolazioni locali e, inoltre, dimostra che i progetti di conservazione della Rondine dovrebbero mirare al mantenimento dell'allevamento di bestiame nelle cascine, in quanto potrebbe contribuire a limitare il declino delle popolazioni di Rondine.

6. Bibliografia



Ambrosini, R. e Saino, N. (2010) Environmental effects at two nested spatial scales on habitat choice and breeding performance of barn swallow. *Evolutionary Ecology*. **24**: 491-508.

Ambrosini, R., Bolzern, A.M., Canova, L., Arieni, S., Møller, A.P. e Saino, N. (2002) The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use. *Journal of Applied Ecology*. **39**: 524-534.

Ambrosini, R., Ferrari, R.P., Martinelli, R., Romano, M. e Saino, N. (2006) Seasonal, meteorological, and microhabitat effects on breeding success and offspring phenotype in the barn swallow, *Hirundo rustica*. *Ecoscience*. **13**: 298-307.

Ambrosini, R., Møller, A.P. e Saino, N. (2009) A quantitative measure of migratory connectivity. *Journal of Theoretical Biology*. **257**: 203-211.

Ambrosini, R., Saino, N., Rubolini, D. e Møller, A.P. (2011) Degree-days at timing of reproduction and size of second clutches in the barn swallow. *Climate Research*. **50**: 43-50.

Baldi, A. e Batáry, P. (2011) The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study*. **58**: 365-377.

- Bani, L., Massimino, D., Orioli, V., Bottoni, L. e Massa, R. (2009) Assessment of population trends of common breeding birds in Lombardy, Northern Italy, 1992-2007. *Ethology Ecology & Evolution*. **21**: 27-44.
- Bates, D., Maechler, M. e Dai, B. (2008) *lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes*. R package version 0.999375-28.
- BirdLife International (2004) *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife International, Gran Bretagna.
- Both, C., Van Turnhout, C.A.M., Bijlsma, R.G., Siepel, H., Van Strien, A.J. e Foppen, R.P.B. (2010) Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of Biological Sciences*. **277**: 1259-1266.
- Both, C., van Asch, M., Bijlsma, R.G., van den Burg, A.B. e Visser, M.E. (2009) Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology*. **78**: 73-83.
- Bretz, F., Genz, A. e Horton, L.A. (2001) On the numerical availability of multiple comparison procedures. *Biometrical Journal*. **43**: 645-656.
- Calza, S. (1996) Effetti di un dittero ectoparassita sull'accrescimento di nidiacei di Rondine (*Hirundo Rustica*). *Tesi di Laurea (Università degli studi di Milano)*.
- Chamberlain, D.E. e Fuller, R.J. (2001) Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming

- system in lowland Britain. *Global Ecology and Biogeography*. **10**: 399-409.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. e Shrubbs, M. (2006) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*. **37**: 771-788.
- Cohn, J.P., 1999. Tracking wildlife: high-tech devices help biologists trace the movement of animals through sky and sea. *BioScience*. **49**: 12-17
- Cramp, J. (1988) *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic Vol. V*. Oxford University Press, Gran Bretagna.
- Donald, P.F., Green, R.E. e Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of Biological Sciences*. **268**: 25-29.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. e van Bommel, F.P.J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystem & Environment*. **116**: 189-196.
- Engen, S., Sæther, B. e Møller, A.P. (2001) Stochastic population dynamics and time to extinction of a declining population of barn swallows. *Journal of Animal Ecology*. **70**: 789-797.

- Evans, K.L., Wilson, J.D. e Bradbury, R.D. (2007) Effects of crop type and aerial invertebrate abundance on foraging barn swallows *Hirundo rustica*. *Agriculture Ecosystem & Environment*. **122**: 267-273.
- Gordo, O., Brotons, L., Ferrer, X. e Comas, P. (2005) Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? *Global Change Biology*. **11**: 12–21.
- Grüebler, M.U. e Naef-Daenzer, B. (2006) The duration of post-fledging parental care in the Barn Swallow: Relevance to fitness. *Journal of Ornithology*. **147**: 78-86.
- Grüebler, M.U., Korner-Nievergelt, F. e von Hirschheydt, J. (2010) The reproductive benefits of livestock farming in barn swallows *Hirundo rustica*: quality of nest site or foraging habitat? *Journal Applied Ecology*. **47**: 1340–1347.
- Huppopp, O. e Huppopp, K. (2003) North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. *Proceeding of Biological Sciences*. **270**: 233-240.
- Kasperek, M. (1976) Über Populationsunterschiede im Mauserverhalten der Rauchschnalbe. *Vogetwelt*. **97**: 121-132.
- IUCN (2010) 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4*. <www.iucnredlist.org>. Scaricato il 14 febbraio 2011.
- Jones, T. e Cresswell, W. (2010) The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change?. *Journal of Animal Ecology*. **79**: 98-108.

- Lopes, R.J., Marques e J.C., Wennerberg, L., (2006). Migratory connectivity and temporal segregation of dunlin (*Calidris alpina*) in Portugal: evidence from morphology, ringing recoveries and mt DNA. *Journal of Ornithology*. **147**, 85–94.
- Marangoni, L. e Spina, F. (2001) Strategie di preparazione alla migrazione autunnale nella Rondine (*Hirundo rustica*) in Italia: aspetti di variabilità legata a sesso ed età. In: *Atti del congresso "La Rondine in Italia: status attuale, ecologia e gestione"*. Ancona, 16 marzo 2001.
- Møller, A.P. (1984) Geographical variation in breeding parameters of two hirundines. *Ornis Scandinavica*. **15**: 43-54.
- Møller, A.P. (1989) Population dynamics of a declining swallow *Hirundo rustica* L. population. *Journal of Animal Ecology*. **58**: 1051-1063.
- Møller, A.P. (1994) *Sexual Selection and the Barn Swallow*. Oxford University Press, Gran Bretagna.
- Møller, A.P., de Lope, F. e Saino, N. (1995) Sexual selection in the barn swallow (*Hirundo rustica*). Aerodynamic adaptations. *Journal of Evolutionary Biology*. **8**: 671-687.
- Møller, A.P. (2001) The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. *Journal of Applied Ecology*. **38**: 378-389.
- Møller, A.P. e Hobson, K.A. (2003). Heterogeneity in stable isotopes profiles predicts coexistence of populations of barn swallows *Hirundo rustica*

- differing in morphology and reproductive performance. *Proceeding of Biological Sciences*. **71**: 1355-1362.
- Møller, A.P., Rubolini, D. e Lehikoinen, E. (2008) Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*. **105**: 16195-16200.
- PECBMS (2009) *The State of Europe's Common Birds 2008*. CSO/RSPB, Repubblica Ceca.
- Pannekoek, J. e van Strien, A. (2005) *TRIM 3 Manual (Trends and Indices for Monitoring data)*. Statistic Netherlands, Olanda.
- Peters, D.S. (1974). Gli Irundinidi In Grizmek, (Ed) *Vita degli animali Vol. 9*. Bramante, Bologna.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. e the R Core team (2008) *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version **3**: 1-89.
- R Development Core Team (2008) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Austria.
- Robinson, R.A., Balmer, D.E. e Marchant, J.H. (2008) Survival rates of hirundines in relation to British and African rainfall. *Ringing & Migration*. **24**: 1-6.
- Robinson, R.A., Crick, H.Q.P. e Peach, W. (2003) Population trends of Swallows *Hirundo rustica* breeding in Britain. *Bird Study*. **50**: 1-7.

- Romano, M. e Sokolov, L. (2011) Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proceedings of Biological Sciences*. **278**: 835-842.
- Saino, N., e Ambrosini, R. (2008) Climatic connectivity between Africa and Europe may serve as a basis for phenotypic adjustment of migration schedules of trans-Saharan migratory birds. *Global Change Biology*. **14**: 250-263.
- Saino, N., Szép, T., Ambrosini, R., Romano, M. e Møller, A. (2004) Ecological conditions during winter affect sexual selection and breeding in a migratory bird. *Proceedings of Biological Sciences*. **271**: 681-686.
- Saino, N., Bolzern, A.M. e Møller, A.P. (1997) Immunocompetence, ornamentation and viability of male barn swallows (*Hirundo rustica*). *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*. **97**: 579-585.
- Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J. e van Bommel, F.P.J. (2006) Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation*. **131**: 93–105.
- Schielzeth, H. e Forstmeier, W. (2009) Conclusions beyond support: overconfident estimates in mixed models. *Behavioral Ecology*. **20**: 416-420.
- Selmi, E. e Checchi, L. (2001) Nidificazione delle rondine *Hirundo rustica* presso Spilamberto (Modena). *Avocetta*. **25**: 68.

- Siriwardena, G.M., Baille, S.R., Buckland, S.T., Fewster, R.M., Marchant, J.H. e Wilson, J.D. (1998) Trends in abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Bird Census indices. *Journal of Applied Ecology*. **35**: 24-43.
- Sparks, T.H. e Mason, C.F. (2001) Dates of arrivals and departures of spring migrants taken from Essex bird reports 1950–1998. *Essex Bird Report*. **1999**: 154–164.
- Sutherland, W.J. (2006) *Ecological Census Techniques*. Seconda Edizione. Cambridge University Press, Gran Bretagna.
- Szép, T., Møller, A.P., Piper, S., Nuttall, R., Szabo, Z.D. e Pap, P.L. (2006) Searching for potential wintering and migration areas of a Danish Barn Swallow population in South Africa by correlating NDVI with survival estimates. *Journal of Ornithology*. **147**: 245-253.
- Terres, J. (1980) *The Audubon Society Encyclopaedia of North American Birds*. Alfred A. Knopf, Inc., New York.
- Tucker, G.M. e Heath, M.F. (1994) *Birds in Europe: Their Conservation Status*. *Birdlife International*, Gran Bretagna.
- Turner, A. (2006) *The Barn Swallow*. T & A D Poyser, Gran Bretagna.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Trevor, J.C., Fromentin, J.C., Hoegh-Guldberg, O. e Bairlein F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*. **416**: 389-395.

- Watson, R. (1999) Common themes for ecologists in global issues. *Journal of Applied Ecology*. **36**: 1-10
- Whitlock, M.C. (2005) Combining probability from independent tests: the weighted Z-method is superior to Fisher's approach. *Journal of Evolutionary Biology*. **18**: 1368-1373
- Zahavi, A. e Zahavi, A. (1997) The handicap principle. A missing piece of Darwin's puzzle. *Oxford University Press*, Oxford.
- Zalakevicius, M., Bartkeviciene, G., Raudonikis, L. e Janulaitis, J. (2006) Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. *Journal of Ornithology*. **147**: 326–343.
- Zuur, A.F., Ieno, E.I., Walker, N.J., Saveliev, A.A. e Smith, G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, NY.
- Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J. e Wymenga, E. (2009) *Living on the Edge. Wetlands and Birds in a Changing Sahel*. KMNW Publishing, Olanda.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare, innanzitutto, le G.E.V. del Parco Regionale di Monteverchia e della Valle del Curone, che hanno prestato il loro prezioso aiuto, sia pratico che “diplomatico” e che mi hanno tenuto compagnia in tutti questi due anni di censimento: senza di loro il lavoro di campo sarebbe stato molto più lungo e difficile.

Un doveroso ringraziamento va ai proprietari di tutte le cascine, aziende agricole ed agriturismi che hanno permesso di raccogliere i dati necessari per questa ricerca: ringrazio in modo particolare Gaetano e la “Sciùra Maria”, sempre prodighi di consigli nonché grandi osservatori e conoscitori della Rondine.

Ringrazio inoltre il Dott. Roberto Ambrosini per la disponibilità e la consulenza prestata in numerose fasi del lavoro di campo e della stesura dell’elaborato.

Un grosso grazie anche ad Elisa, per essermi sempre stata vicina in questi tre anni della mia vita.

In ultimo, ringrazio i miei genitori che mi hanno sostenuto ed incoraggiato con tanta pazienza e tanti sacrifici fino a qui.

*... Migrano gli uccelli emigrano con il cambio di stagione
giochi di aperture alari che nascondono segreti
di questo sistema solare”*

(F. Battiato)

