

PARCO NAZIONALE ARCIPELAGO TOSCANO



Progetto Life Natura

ISOLE DI TOSCANA
NUOVE AZIONI
PER UCCELLI MARINI E HABITAT

Quaderni del Parco

DOCUMENTI TECNICI





Progetto Life Natura

ISOLE DI TOSCANA NUOVE AZIONI PER UCCELLI MARINI E HABITAT

Quaderni del Parco

DOCUMENTI TECNICI

Volume 1

Il progetto, realizzato nel periodo Settembre 2004 - Dicembre 2007, è stato cofinanziato dall'Unione Europea e dalla Regione Toscana e si è svolto nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano. Il budget complessivo è di 566.000 Euro. Costituisce in buona parte il proseguimento di un precedente progetto Life Natura "Capraia e isole minori della Toscana: tutela della biodiversità", realizzato tra il 1998 e il 2001.

Gruppo di lavoro

Serena Angelini, Nicola Antonucci, Nicola Baccetti, Francesca Baldinelli, Bruno Foggi, Francesca Giannini, Michele Giunti, Laura Marianna Leone, Giacomo Montauti, Cristina Sonni, Paolo Sposimo

Coordinamento editoriale

Franca Zanichelli, Francesca Giannini

Progetto grafico e impaginazione

SCAI Comunicazione _Potenza

Stampa

Arti Grafiche Lapelosa

Imprese incaricate per la realizzazione degli interventi

Centro Naturalistico Europeo S.c.r.l., Montecatini Terme (PT) – Interventi sulla vegetazione a Capraia
Colkim s.r.l., Ozzano Emilia (BO) - Materiali per l'eradicazione del ratto nero a Giannutri
Verde Maremma s.n.c., Orbetello (GR) – Monitoraggio preliminare del ratto nero a Giannutri
SCAI Comunicazione, Potenza (PZ) – Progetti grafici pubblicazioni e cartellonistica
SOGEA s.r.l., Roma - Eradicazione del ratto nero a Giannutri
Società Cooperativa Sociale a r.l. San Giacomo - Interventi sulla vegetazione a Pianosa

Foto di copertina

Dall'alto verso il basso: Paolo Sposimo, Michele Giunti, Francesca Giannini, Adriano De Faveri. Sul retro: Francesca Giannini

Per la citazione bibliografica delle singole sezioni si consiglia, ad esempio:

Baccetti N., Leone L.M., Sposimo P., 2008 - Il gabbiano corso e il gabbiano reale nell'Arcipelago Toscano: pochi dell'uno e troppi dell'altro. I Quaderni del Parco, documenti tecnici n. 1 "Progetto Life Natura, Isole di Toscana: nuove azioni per uccelli marini e habitat". Parco Nazionale Arcipelago Toscano; 45:52, pp 68.

Si ringraziano

Coloro che con estrema disponibilità hanno prestato la loro collaborazione alla realizzazione del progetto, in particolare Carlo Chiavacci e il Corpo Forestale dello Stato – Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del PNAT, l'Amministrazione Penitenziaria di Porto Azzurro e Gorgona, Silvano Pieri con il personale dell'Unità di Veterinaria della ASL 6 Livorno – Zona Elba, Stefano Vagniluca con il personale dell'Ufficio territoriale per la biodiversità del Corpo Forestale dello Stato di Follonica, Roberto Galeotti con il personale della Polizia Provinciale di Firenze, Vittorio Guberti, Claudio Cuboni, Antonella Bini, Adriano De Faveri, Valentina Di Stefano, Milvia Guazzarotto, Nicoletta Affini, Annunziata Campidonico, Andrea Tozzi, Lorenzo Lazzaro, Samantha Francescato, Renzo Vicentini, Giovanni Forcina e tutti i volontari che hanno partecipato alle attività. Un particolare ringraziamento a Ruggero Barbetti e Angelo Banfi per aver sostenuto fin dall'inizio la realizzazione del progetto.

INDICE

1	Descrizione generale del Progetto Life Natura	7
	Premessa	7
	Obiettivi del progetto	7
	Risultati	8
2	Studio di fattibilità di un progetto di eradicazione del ratto nero nell'Isola di Pianosa	16
	Introduzione	16
	L'Isola di Pianosa: caratteristiche ambientali, mammiferi alieni e specie autoctone a rischio	18
	Studio di fattibilità	20
	Piano d'azione	24
	Stima dei costi	27
	Conclusioni su fattibilità e opportunità dell'intervento	28
3	La tutela della colonia di berta maggiore (<i>Calonectris diomedea</i>) dell'isolotto La Scola	29
4	L'eradicazione del ratto nero (<i>Rattus rattus</i>) nell'Isola di Giannutri	33
	Introduzione	33
	L'intervento di eradicazione	34
	Conclusione dell'intervento e misure per la riduzione del rischio di ricolonizzazione	38
5	Interventi per l'eradicazione della popolazione di gatti inselvatichiti sull'Isola di Pianosa	39
	Introduzione	39
	Metodi	40
	Risultati	41
	Conclusioni	43
6	Il gabbiano corso e il gabbiano reale nell'Arcipelago Toscano: pochi dell'uno e troppi dell'altro	45
	Gabbiano reale	46
	Gabbiano corso	48
7	Piano per la tutela dei potenziali siti di nidificazione del gabbiano corso (<i>Larus audouinii</i>)	53
	Introduzione	53
	Obiettivi	54
	Individuazione delle aree idonee per la nidificazione	54
	Indicazioni gestionali e azioni dirette	60
	Indicazioni per la pianificazione e regolamentazione generale del territorio	60
	Ricerca dei siti annualmente occupati dalle colonie di gabbiano corso, censimento e stima del successo riproduttivo	60
	Censimento della popolazione di gabbiano reale	60
	Istituzione di divieti temporanei di accesso e/o sbarco	60
	Segnalazione delle aree critiche per la sosta di imbarcazioni a noleggiatori e operatori navali turistici	61
	Sessioni una tantum di osservazione per la verifica del successo riproduttivo	61
	Chiusura permanente al transito di autoveicoli di un tratto di strada litoranea a Pianosa	61
	Analisi dettagliata per l'individuazione dei tratti di costa dell'Elba potenzialmente idonei per l'insediamento di colonie	61
	Svolgimento di azioni di dissuasione per ridurre la predazione da parte del falco pellegrino	61
	Prosecuzione indagini sulla dieta	62
8	Bibliografia	63

Giannutri (Foto F. Giannini)



1. Descrizione generale del Progetto Life Natura

Francesca Giannini, Paolo Sposimo, Michele Giunti, Nicola Baccetti e Laura Marianna Leone

Nell'Arcipelago Toscano sono presenti importanti colonie di uccelli marini: gabbiano corso (*Larus audouinii*), (con il 15-20% della popolazione italiana e circa l'1% di quella globale), berta maggiore (*Calonectris diomedea*), 2% della popolazione italiana e 0,5% circa di quella globale della sottospecie diomedea, berta minore (*Puffinus yelkouan*), 14% della popolazione italiana e 5% di quella globale, e marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*), 3% della popolazione italiana e 0,5% di quella globale della sottospecie *desmarestii*. Tutte queste specie sono più o meno seriamente minacciate da fattori direttamente o indirettamente correlati all'azione dell'uomo: presenza di predatori terrestri introdotti in tempi remoti (ratti) o recenti (gatto domestico inselvatichito, cinghiale), disturbo nelle aree

di nidificazione per frequentazione turistica, aumento del livello di antropizzazione delle coste, grande diffusione e incremento numerico del gabbiano reale (*Larus michahellis*), impoverimento delle risorse trofiche (in particolare per il gabbiano corso).

Nel Parco Nazionale sono inoltre presenti estensioni significative di habitat di interesse comunitario in fase di rarefazione o sottoposte a minaccia per varie cause: "Stagni temporanei mediterranei" (Cod. Natura 2000 *3170) e "Percorsi substeppici a graminacee annue" (Cod. *6220), localizzati principalmente sull'isola di Capraia e in fase di contrazione a causa della cessazione delle attività agricole e soprattutto pastorali; "Boscaglie costiere a dominanza di *Juniperus phoenicea turbinata*" (Cod. 5212), presenti soprattutto nelle isole di Giannutri e Pianosa, in quest'ultima minacciate dall'espansione di nuclei di pinete di pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) di origine artificiale.

Fig. 1 - Berta minore (Foto A. De Faveri)



Obiettivi del progetto

I principali obiettivi del progetto sono stati i seguenti:

- eradicazione del ratto nero (*Rattus rattus*) sull'isola di Giannutri (240 ha circa), al fine di incrementare immediatamente il successo riproduttivo della berta maggiore e, nel medio-lungo periodo, anche la consistenza della popolazione nidificante, creando le condizioni idonee per la (ri) colonizzazione dell'isola da parte di altre specie di uccelli marini;
- controllo dei ratti nella principale area di nidificazione di berta maggiore sull'isola



Fig. 2 - Il *Juniperus phoenicea* ssp. *turbinata* è presente a Pianosa sia in nuclei estesi e ben conservati che con formazioni miste ad altre specie, tra le quali il pino d'Aleppo (Foto M. Giunti)

- di Pianosa ed eradicazione della popolazione di gatti inselvatichiti sull'intera isola, per incrementare il successo riproduttivo della berta maggiore e rimuovere una causa di minaccia (gatti) per il gabbiano corso e altre specie;
- monitoraggio annuale delle colonie di nidificazione di gabbiano corso e del gabbiano reale;
- monitoraggio dei Procellariiformi: censimento delle colonie di berta maggiore, miglioramento delle conoscenze sulla berta minore, ricerca di eventuali siti di nidificazione dell'uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus*), analisi del successo riproduttivo della berta maggiore;
- miglioramento delle conoscenze su alcuni fattori limitanti e cause di minaccia per il gabbiano corso (che interessano in minor misura altre specie);

- salvaguardia delle formazioni costiere di ginepro fenicio presenti a Pianosa, attraverso il controllo dell'invasore pino d'Aleppo;
- recupero di circa 3 ha di mosaici di praterie annue (habitat *3170 e *6220) presenti a Capraia, degradati/minacciati dall'invasione di alte erbe e arbusti.

Risultati

Giannutri: eradicazione completa del ratto nero

La densità del ratto su Giannutri era elevatissima, con circa 10.000 - 12.000 individui. L'eradicazione ha presentato svariate difficoltà, legate all'estensione dell'isola (240 ha circa, a tutt'oggi di gran lunga l'isola più estesa del Mediterraneo interessata da un programma di

questo tipo) e alla vegetazione, a tratti molto intricata e impenetrabile. L'intervento è stato condotto mediante la somministrazione ripetuta di esche rodenticide contenute in appositi erogatori (ca. 1000, uno ogni 50 m); il lavoro è iniziato a ottobre 2005 e si è concluso a maggio del 2007, apparentemente con successo (occorrono ca. 2 anni di assenza di tracce di ratto per "dichiarare" attendibilmente l'avvenuta eradicazione). Al termine della campagna è stata avviata un'attività di monitoraggio e di "profilassi", consistente nel mantenimento in funzione di una rete di erogatori attorno ai due approdi, al fine di tentare di "intercettare" eventuali ratti sbarcati dal traghetto.

Controllo localizzato dei ratti nell'isola di Pianosa

Nei pressi di Punta Brigantina, dove è presente una colonia di circa 15 coppie di berta maggiore, è stata svolta una campagna di controllo locale dei ratti mediante le stesse tecniche adottate nell'isola di Giannutri. Sono state perciò somministrate ripetutamente esche rodenticide, tra metà giugno e metà agosto (periodo in cui i pulcini possono essere predati dal ratto), dal 2005 al 2007, all'interno di 15 erogatori disposti lungo la scogliera occupata dalla colonia. Tale intervento ha permesso di ridurre in modo significativo la mortalità dei giovani di berta maggiore in questa piccola colonia.

Eradicazione di gatti inselvaticiti dall'isola di Pianosa

L'esecuzione dell'intervento, svolto con modalità incruente, è iniziata nella primavera 2005 con un'indagine preliminare per la definizione delle modalità operative (sperimentazione delle trappole per la cattura, scelta del sito idoneo per ospitare gli individui catturati, ecc.), la stima della consistenza numerica e l'analisi dello stato di salute della popolazione felina. L'attività di cattura è stata

quindi svolta durante cinque distinte campagne, grazie anche all'ausilio di volontari, tra l'aprile 2006 e dicembre 2007, mediante l'utilizzo di alcune decine di trappole dislocate su tutta l'isola. Nel corso delle campagne di cattura è stata svolta anche un'attività di monitoraggio, che ha permesso di stimare la popolazione inizialmente presente in 50 - 60 individui. Gli individui catturati sono stati trasferiti all'Isola d'Elba, sterilizzati e rilasciati presso le locali colonie feline (alcuni giovani già svezziati sono stati adottati dai volontari stessi). Al termine dell'ultima campagna, il numero di individui ancora presente è stimato non superiore alle 5 unità. Date le difficoltà incontrate, dovute in buona parte ai vincoli imposti dalle normative nazionali e regionali sui mezzi di cattura utilizzabili, non è stato possibile garantire il successo completo dell'attività entro la chiusura del progetto. Sono state tuttavia definite le misure da adottare per completare l'intervento o quantomeno per proseguire con l'attività di controllo numerico della popolazione.

Monitoraggio annuale delle colonie di gabbiano corso e di gabbiano reale

Ogni anno, nel mese di aprile, sono state effettuate specifiche attività di monitoraggio, mediante la circumnavigazione delle coste di tutte le isole in corrispondenza della fase di insediamento delle colonie del gabbiano corso, al fine di individuarne precocemente la localizzazione, che spesso cambia da un anno all'altro. Ciò ha consentito di adottare tempestivamente le misure di tutela eventualmente necessarie per ciascuna colonia, come ad esempio il divieto di accesso da terra e/o di sbarco nelle aree occupate dalle colonie. In ogni colonia sono state conteggiate le uova, successivamente i giovani nati e infine quelli involati. I risultati sono stati molto diversi da un anno all'altro. Nel 2005 il successo riproduttivo è stato nullo per l'isola del Giglio (la colonia ha abbandonato il sito in tarda

IL PROGETTO LIFE NATURA

primavera), mentre a Pianosa, da 121 coppie si sono involati 85 giovani. Nello stesso anno il gabbiano corso ha nidificato anche a Gorgona con una piccolissima colonia. Nel 2006, a Pianosa si sono involati circa 100 giovani da 137 coppie, mentre al Giglio i giovani involati sono stati una decina da circa 20 coppie; anche nel 2006 la specie era presente con pochissime coppie nell'isola di Gorgona.

Il 2007 è stato invece l'anno meno propizio, in quanto si è registrato un fallimento quasi completo nell'intero Arcipelago Toscano. A Pianosa, su 137 nidi si sono involati appena 10-15 pulli a causa della predazione esercitata da uno o più individui di falco pellegrino (*Falco peregrinus*), fatto già riscontrato negli anni precedenti ma con minore intensità. Nelle altre isole, le colonie insediate non hanno portato a termine la riproduzione, abbandonando il sito prima della schiusa o nei giorni appena successivi, per cause ignote.

Monitoraggio dei Procellariformi

Scopo del progetto è stato quello di aumentare le conoscenze sulla distribuzione di questi uccelli misteriosi all'interno delle isole dell'Arcipelago, oltre a verificare l'efficacia delle azioni di conservazione effettuate e in corso. Sono state eseguite numerose indagini, mediante ascolto dei canti nelle ore notturne e ricerca a terra dei nidi, in tutte le isole ritenute idonee: Capraia e Montecristo per la berta minore; Pianosa, Cerboli, Palmaiola e Giannutri per la berta maggiore. I risultati sono stati più che soddisfacenti: la stima della consistenza della berta minore a Montecristo è stata incrementata rispetto al passato e fissata in 400-750 coppie, valore che rappresenta circa il 11% della popolazione italiana della specie. La berta maggiore è risultata presente a Pianosa in 3 colonie distinte (Figura 4), per un totale di 30-50 coppie, che si aggiungono alle 60-100 note per l'isolotto La Scola. Sempre per la berta maggiore sono state notevolmente migliorate le conoscenze per Giannutri, dove



Fig. 3 - Berta maggiore, individuo di circa due mesi a pochi giorni dall'involto (Foto N. Baccetti)

Fig. 4 - Pianosa: aree indagate mediante ricerca a terra dei nidi (tratti di costa evidenziati in verde) e ascolto notturno dei canti (cerchi blu) di Procellariformi e siti di nidificazione di berta maggiore (stelle rosse)



è stata accertata una forte contrazione della popolazione nei siti precedentemente noti; è stata individuata una colonia di consistenza ancora imprecisata ma certamente la principale dell'isola precedentemente sconosciuta. A Palmaiola (4-10 cp) e a Cerboli (50-85 cp) il conteggio ha confermato valori già noti.

La ricerca dell'eventuale presenza dell'uccello delle tempeste è stata effettuata con l'ausilio di play-back e di reti montate in aree apparentemente idonee delle isole di Pianosa, Cerboli e Giannutri, ma ha sempre dato esito negativo.

Interventi a favore dell'habitat "Boscaglie costiere a dominanza di *Juniperus phoenicea* ssp. *turbinata*" nell'isola di Pianosa

Le formazioni costiere di ginepro fenicio costituiscono una delle emergenze vegetazionali dell'Arcipelago Toscano. Dopo un decennio dall'interruzione di ogni tipo di attività agropastorale, per la chiusura del carcere di massima sicurezza, la vegetazione di Pianosa si caratterizza oggi per la presenza di incolti in progressiva fase di chiusura su circa il 50% della intera superficie dell'isola. La restante parte è occupata da macchie basse a dominanza di rosmarino (12%), mosaici di boscaglie interne o costiere con pino, arbusti, suffrutici e pratelli (12%), formazioni artificiali pure di pino d'Aleppo (10%), mosaici di boscaglie a dominanza di ginepro fenicio e, infine, altre tipologie di macchia mediterranea (5%).

Il ginepro fenicio, in assenza di competizione con il pino d'Aleppo, da origine a formazioni compatte, come sequenza terminale (fase climax) nella serie vegetazionale tipica degli ambienti costieri rocciosi condizionati dall'aerosol marino. Nelle aree interne, e su suoli normalmente più fertili, la concorrenza con le altre specie vegetali si fa più spinta e, oltre che dal pino, il ginepro può essere sovrastato dal leccio, dall'olivastro e, talvolta,

dal lentisco.

La minaccia per la conservazione di questo habitat, che nella sua fisionomia più tipica è divenuto molto raro nel panorama nazionale, deriva pertanto dalla concorrenza con il pino d'Aleppo che a Pianosa è presente esclusivamente con nuclei artificiali realizzati negli anni '60 del secolo scorso, o con individui nati a partire da questi. Il processo di espansione del pino, tanto negli incolti quanto nelle radure frammiste alle piante di ginepro lungo i tratti costieri, è spesso molto rapido, e porta inevitabilmente i ginepri al completo disseccamento.

Limitare la forte espansione del pino appare dunque necessario se si vuole tutelare l'habitat a *Juniperus phoenicea* ssp. *turbinata*, quanto meno nella fascia costiera dove la concorrenza con altre specie è praticamente nulla. L'intervento di contenimento del pino ha, come ulteriore effetto positivo, una generale riduzione del rischio di incendio, in particolare per quelli derivanti da cause naturali. Si può infatti ragionevolmente ipotizzare che la presenza di piante di pino, cresciute isolate e sveltanti su ampie superfici di macchia bassa,

Fig. 5 - Esempio di formazioni compatte e ben conservate di ginepro fenicio a Pianosa (Foto B. Foggi)



IL PROGETTO LIFE NATURA

possa aumentare la probabilità di innesco da parte di fulmini.

Il criterio generale adottato per l'intervento è stato quello di concentrare lo sforzo su alcune aree estese e facilmente gestibili, piuttosto che intervenire a macchia di leopardo rischiando, a lungo termine, di vanificare l'esito degli interventi. Sono state pertanto selezionate 40 particelle, scelte come unità fisionomiche di vegetazione e forma di intervento, su cui sono stati eseguite due tipologie di trattamento:

1. taglio raso con asportazione completa del legname su 3 ha di pineta pura;
2. taglio o cercinatura con rilascio della pianta in loco, eseguito su esemplari di piccola dimensione distribuiti in modo sparso su 25 ettari di macchia.

Il legname asportato, circa 600 tonnellate tra fusti e ramaglia, verrà utilizzato a scopi



Fig. 7 - Nei trattamenti a raso, i pini venivano abbattuti, sramati e depezzati sul posto. La ramaglia è stata subito allontanata per ridurre il rischio di propagazione dei semi. Il legname è stato invece esboscato al termine di tutte le operazioni (Foto M. Giunti)

Fig. 6 - Carta degli interventi su Pianosa. Con la linea blu sono indicate le aree di intervento. In rosso le pinete pure, in giallo le formazioni arbustive con pini sparsi

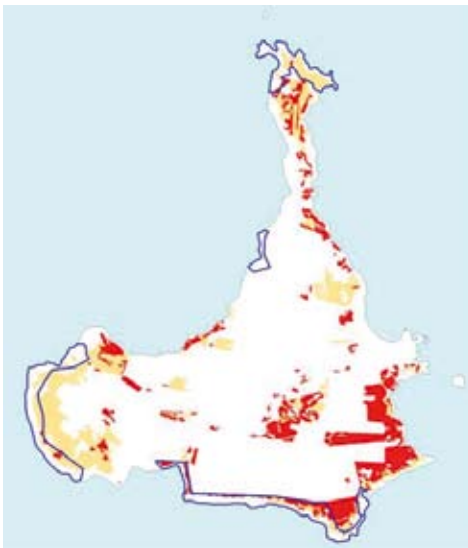


Fig. 8 - Anche nei casi in cui la struttura del soprasuolo appariva naturale, l'intervento ha messo in luce la reale disposizione delle piante a file regolari, segno inequivocabile di un impianto artificiale (Foto M. Giunti)



IL PROGETTO LIFE NATURA



Fig. 9 - La ramaglia è stata prontamente asportata dal letto di caduta in tutte le aree a taglio raso e trasportata in un idoneo luogo di raccolta
(Foto M. Giunti)

Fig. 10 - Come immediato effetto del taglio dei pini si è avuta una rapida ripresa vegetativa dei ginepri che erano presenti sotto copertura
(Foto M. Giunti)



energetici per le strutture carcerarie presenti sull'isola.

Nelle aree sottoposte ad intervento è stato predisposto anche un piano di monitoraggio floristico *ante e post operam* al fine di seguire l'evoluzione della vegetazione e verificare il buon esito dell'azione.

Nell'autunno successivo al taglio è stato inoltre effettuato un controllo in tutte le aree d'intervento, per eliminare tutte le plantule di pino nate dopo il taglio.

A margine degli interventi sul pino d'Aleppo è stato deciso di svolgere, senza alcun costo aggiuntivo per il progetto, alcuni piccoli interventi per favorire la diffusione del leccio (*Quercus ilex*) sull'isola. Il leccio è presente soltanto in alcuni piccolissimi nuclei di origine presumibilmente artificiale che coprono complessivamente appena un ettaro di superficie; ma l'autoctonia della specie a Pianosa appare del tutto verosimile, essendo da sempre presente anche all'isola d'Elba. All'interno di tali nuclei, il leccio si rinnova con successo ma l'espansione naturale in aree più distanti è fortemente limitata dall'assenza di naturali diffusori (i principali dei quali, in aree conti-

Fig. 11 - Ghiande di leccio disposte a gruppi di tre all'interno di una buchetta e successivamente ricoperte da 3-4 cm di terreno
(Foto M. Giunti)



Interventi a favore degli habitat di praterie annue (Cod. *3170 e *6220) nell'isola di Capraia

Gli habitat "Stagni temporanei mediterranei" e "Percorsi substeppeici a graminacee annue (*Thero-Brachypodietea*)", presenti complessivamente a Capraia in pochi ettari di superficie, risentono gravemente dell'abbandono dell'agricoltura e della pastorizia estensiva al punto da essere annoverati tra gli habitat prioritari dalla Direttiva 92/43/CEE. Tali formazioni, in assenza di periodici fenomeni perturbativi (fra cui anche gli incendi), tendono a scomparire per effetto della progressiva invasione arbustiva (in particolare dei gen. *Inula*, *Asphodelus*, *Cistus*).

Nell'isola di Capraia, l'intervento di decespuglianamento delle superfici ritenute più idonee (valichi di crinale) è stato effettuato negli anni 2006 e 2007 su circa 3,2 ettari. Analogamente a quanto fatto a Pianosa, gli interventi sono stati accompagnati da uno specifico monitoraggio scientifico della vegetazione al fine di valutare i risultati ottenuti.



Fig. 13 - Una delle selle prima dell'intervento (Foto M. Giunti)



Fig. 14 - La stessa sella dopo l'intervento (Foto M. Giunti)

Fig. 15 - *Romulea insularis*: specie endemica degli stagnetti temporanei di altitudine di Capraia e Isola d'Elba (Foto B. Foggi)



2. Studio di fattibilità per l'eradicazione del ratto nero nell'isola di Pianosa

Paolo Sposimo, Dario Capizzi, Michele Giunti, Giorgio Muscetta

Il ratto nero nelle piccole isole del Mediterraneo

Negli ultimi millenni le estinzioni di specie viventi sono avvenute in prevalenza nelle isole e l'introduzione di specie invasive di Mammiferi è la causa della maggior parte di esse; in particolare, alcuni Roditori (ratti *Rattus* sp. e topolino domestico *Mus musculus*) sono i principali responsabili di estinzioni di specie e di cambiamenti negli ecosistemi insulari (Howald *et al.* 2007).

Nelle isole del Mediterraneo, l'arrivo dell'uomo e la conseguente introduzione di specie domestiche o commensali risale ad alcuni millenni orsono: le estinzioni a scala globale e locale dovute a tali eventi sono quindi avvenute ben prima di poter essere scientificamente registrate. In questo contesto geografico, benché gravi problemi possano essere causati anche dal ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*) e, seppure in misura minore, dal topo domestico (*Mus domesticus*), attualmente la specie che presenta l'impatto maggiore, (l'introduzione dei Carnivori nelle isole più estese, in passato, può aver avuto effetti devastanti) è il ratto nero o ratto dei tetti (*Rattus rattus*). Questo è di gran lunga il Mammifero terrestre più diffuso nelle isole: è infatti presente in tutte quelle medie e grandi (> 100 ha di superficie) ed in molte di quelle più piccole, anche al di sotto di 1 ha (Perfetti *et al.*, 2001). In Italia, non considerando i recentissimi interventi di eradicazione, sembra assente in solo 4 isole di superficie > 5 ha (la più estesa è di circa 12 ha; Baccetti *et al.*, in prep.). La colonizzazione delle isole lontane dalla terraferma da parte del ratto nero è

avvenuta attraverso il trasporto, involontario, a bordo di imbarcazioni; poiché i ratti attraversano facilmente a nuoto brevi tratti di mare, le isole poste entro circa 500 m (Russell e Clout 2005) da altre isole o dalla terraferma vengono colonizzate spontaneamente.

Questa specie provoca una riduzione del successo riproduttivo di almeno 6 specie di uccelli marini o rupicoli (ad es. Martin *et al.* 2000, Courchamp *et al.* 2003, Thibault 1995); impatti negativi sono stati registrati anche sui Chiroteri, sugli Invertebrati e sulle piante vascolari, così come sugli ecosistemi nel loro insieme (ad es. Palmer & Pons 1996; 2001). Sono inoltre da sottolineare alcune importanti relazioni osservate, in vari contesti insulari, fra il ratto nero, altre specie invasive introdotte e specie autoctone commensali dell'uomo. L'abbondanza di questa specie sulle isole medie e piccole è fortemente influenzata dalla consistenza numerica delle popolazioni nidificanti di gabbiano reale mediterraneo (*Larus michahellis*), che in tempi recenti hanno avuto un'esplosione demografica (per l'Arcipelago Toscano cfr. Arcamone *et al.*, 2001): i gabbiani, apportando grandi quantità di nutrienti, permettono l'incremento numerico dei ratti (Cassaing *et al.* 2005), provocando quindi un maggior tasso di predazione nei confronti degli uccelli marini. In presenza di ratti, inoltre, eventuali popolazioni inselvatichite di gatti (*Felis catus*) possono raggiungere densità elevate, tali da far sì che la predazione di questi ultimi sugli uccelli marini possa risultare assai rilevante (Bonnaud 2004). Si può quindi supporre che, almeno in vasti settori del Mediterraneo, l'impatto dei ratti sugli uccelli marini si sia molto accresciuto negli ultimi decenni.

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

Interventi per l'eradicazione e per il controllo dei ratti

Negli ultimi anni sono sempre più frequenti gli interventi di eradicazione dei Roditori nelle isole. Mentre inizialmente gli sforzi sono stati concentrati su isole di piccola estensione (< 200 ha), sono in continuo aumento le esperienze positive relative a isole di dimensioni maggiori, fino a ca. 1.000 ha per *Rattus rattus* e a oltre 11.000 ha per *R. norvegicus*, mentre l'isola più estesa dove è stato eradicato *Mus musculus* si estende su 710 ha (Howald *et al.* 2007). Nel Mediterraneo l'isola di maggiore estensione dove è stata completata con successo l'eradicazione del ratto nero è Lavezzi (ca. 66 ha), in Corsica (Lorvelec e Pascal 2005). Sono state completate, apparentemente con esito positivo, le eradicazioni della medesima specie nelle isole di Giannutri (239 ha, descritta nel presente documento) e di Zannone facente parte delle isole Ponziene nel Parco Nazionale del Circeo (104 ha).

Gli interventi di eradicazione da isole, anche piccole, sono considerati possibili solo mediante l'utilizzo di esche rodenticide (Courchamp *et al.* 2003); su isole di modesta estensione è possibile prevedere una prima fase di riduzione numerica della popolazione per mezzo di una campagna di trappolamento e una seconda fase di eradicazione degli individui restanti per mezzo di esche rodenticide (Lorvelec e Pascal 2005), al fine di ridurre i quantitativi di esche da introdurre nell'ambiente insulare. I rodenticidi utilizzati sono in larghissima prevalenza i cosiddetti "anticoagulanti di seconda generazione", che agiscono inibendo la formazione della vitamina K; il principio attivo più utilizzato è il Brodifacoum. Gli interventi condotti sino a oggi sono stati compiuti con modalità differenti da un caso all'altro, soprattutto per quanto riguarda la distribuzione delle esche: queste possono essere somministrate esclusivamente all'interno di appositi erogatori inaccessibili ad animali di dimensioni maggiori rispetto a quelle di

un ratto, oppure, soprattutto nelle isole più grandi, si può ricorrere al loro spargimento manuale o al lancio dall'elicottero, senza alcuna protezione. Evidentemente la prima soluzione è preferibile per quanto riguarda la riduzione dei rischi per gli animali non bersaglio, ma può essere adottata su territori di limitata estensione e percorribili a piedi. La distribuzione di esche prive di protezione non ha controindicazioni solo in isole disabitate e prive di specie "non target" a rischio di avvelenamento; quella con lanci dall'elicottero viene preferita – spesso è obbligata - in presenza di vaste superfici, ove il trattamento eseguito da operatori a piedi sarebbe troppo costoso oppure tecnicamente impossibile. A volte è possibile ricorrere all'integrazione di entrambi i sistemi, trattando con stazioni di avvelenamento le zone più accessibili e ricorrendo a lanci aerei nelle zone impervie.

Poiché gli interventi di questo tipo possono avere dei costi ambientali ed economici non irrilevanti, deve essere valutata con attenzione la loro opportunità e, in considerazione della generale scarsità di risorse economiche disponibili per la conservazione della natura, occorre selezionare anche i casi in cui tali interventi sono maggiormente necessari e urgenti (Howald *et al.* 2007). In tal senso sono stati recentemente effettuati tentativi, a varie scale geografiche, per classificare le isole che potrebbero essere oggetto di interventi di eradicazione di specie alloctone di Mammiferi terrestri secondo un ordine di priorità, in base al beneficio di tipo conservazionistico che può essere prodotto e, in alcuni casi, ai costi economici prevedibili (Brooke *et al.* 2007). Un'analisi di questo tipo è stata effettuata da N. Baccetti *et al.* (in prep.) per l'Italia, e ha permesso di ordinare, in base al miglior rapporto benefici/costi, le isole dove nidifica almeno una specie di Procellariiformi, è presente il ratto nero e sarebbe tecnicamente realizzabile un'eradicazione di questa specie con rischi di ricolonizzazione ritenuti accettabili. Delle 17 isole (più spesso si tratta di gruppi di isole

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

vicine fra loro) selezionate per l'Italia, ben 3 ricadono nell'Arcipelago Toscano e sono, in ordine decrescente di "miglior rapporto" benefici/costi, Giannutri, Montecristo e Pianosa, quest'ultima considerata insieme agli isolotti satelliti La Scola e La Scarpa.

L'isola di Pianosa: caratteristiche ambientali, mammiferi alieni e specie autoctone a rischio

L'isola di Pianosa è situata nel Mar Tirreno settentrionale, a circa 60 km dalle coste italiane, 40 dalla Corsica e 14 km dall'Isola d'Elba; è lunga 5.8 km e larga 4.6, con una superficie di circa 10,2 km².

Classificata come Sito di Importanza Comunitaria (SIC) e Zona di Protezione Speciale (ZPS), è interamente compresa all'interno del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano.

Ha una morfologia pianeggiante, formando un tavolato con una quota media fra 14 e 20 m (quota massima pari a 29 m); le coste sono prevalentemente rocciose, in buona parte alte, con falesie separate dal mare da accumuli di massi franati. L'isola è formata da rocce sedimentarie di natura calcarea, con cavità carsiche numerose soprattutto lungo la costa.

La presenza dell'uomo era consistente già nel Neolitico; importanti opere risalgono al periodo romano. Dalla metà dell'Ottocento, sino al 1998, Pianosa è stata adibita a colonia penale e il territorio era gestito dall'azienda agricola dell'amministrazione penitenziaria; gran parte della superficie dell'isola era occupata da pascoli (37 %) e colture agrarie (40 %), in massima parte seminativi. Dal 1998 non viene praticata nessuna attività agricola e non sono presenti animali domestici, salvo pochi animali da cortile.

La vegetazione naturale di Pianosa è formata essenzialmente da boscaglie e macchie di sclerofille sempreverdi, costituite principalmente da lentisco (*Pistacia lentiscus*) e gine-



Fig. 16 - Le scogliere di Punta Libeccio
(Foto G. Muscetta)

pro fenicio (*Juniperus turbinata*), talvolta con presenza di pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*) che si diffonde a partire dai numerosi rimboschimenti. Queste boscaglie sono situate in uno stretto bordo costiero, e circondano la parte centrale precedentemente coltivata e pascolata, oggi caratterizzata da processi di ricolonizzazione da parte della vegetazione spontanea. Soprattutto nella parte sud-occidentale dell'isola sono presenti formazioni di macchia bassa, costituite in massima parte da rosmarino (*Rosmarinus officinalis*), lentisco e cisto (*Cistus monspeliensis*).

Nelle zone interne, e in parte anche lungo la costa, sono presenti alcune aree boscate, per la grande maggioranza impianti artificiali di pino d'Aleppo.

Per quanto riguarda la fauna, in questa

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

sede vengono esaminate solo le entità che, direttamente o indirettamente, potrebbero essere favorite dall'intervento (quelle potenzialmente a rischio sono prese in considerazione più avanti). Fra i Rettili sono da segnalare alcuni elementi di interesse conservazionistico presumibilmente predati dai ratti: l'emidattilo (*Hemidactylus turcicus*), il tarantolino (*Euleptes europaea*), molto raro o forse del tutto assente nell'isola principale ma comune sull'Isolotto La Scola, la tarantola muraiola (*Tarentola mauritanica*), la lucertola muraiola (*Podarcis muralis*), molto comune e diffusa a Pianosa, con una popolazione ben differenziata e in passato considerata sottospecie (*P.m. insularica*). L'avifauna di Pianosa riveste un notevolissimo interesse dal punto di vista qualitativo, comprendendo numerose specie terrestri nidificanti minacciate (alcune presumibilmente oggetto di predazione da parte dei ratti) e importanti colonie di uccelli marini. Le uniche specie non introdotte di Mammiferi appartengono ai Chiroteri.

Il ratto nero e le altre specie animali invasive

La presenza del ratto nero a Pianosa appare cospicua e diffusa; fino al 2001 era presente anche sull'isolotto La Scola. È presente, ma apparentemente assai meno frequente, anche il topo domestico (*Mus musculus*). Per il passato vi sono inoltre segnalazioni dubbie di ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*), mai confermate in tempi recenti.

Successivamente alla cessazione dell'attività della preesistente colonia penale agricola, alcuni gatti domestici sono riusciti a sopravvivere e hanno dato origine a una popolazione completamente inselvatichita stimata in 50-60 ind. prima del tentativo di eradicazione descritto nel capitolo 5 del presente documento.

Sino ad oggi non sono state effettuate indagini mirate alla valutazione degli effetti del ratto nero sulle varie componenti degli



Fig. 17 - Ratto nero (Foto N. Baccetti)

ecosistemi di Pianosa, ad eccezione di quelli sul successo riproduttivo della berta maggiore nell'isolotto La Scola (prima dell'eradicazione dei ratti effettuata nel 2001), descritti nel capitolo 3 del presente documento, e in una delle 4 piccole colonie di questa specie presenti sull'isola, dove a partire dal 2000 sono stati irregolarmente seguiti i pochi nidi controllabili. Questi sono risultati quasi sempre predati fino al 2005, quando è stato avviato un intervento di controllo locale dei ratti durante il periodo riproduttivo: benché il campione sia limitatissimo (5-6 nidi), l'intervento sembra produrre effetti positivi, in quanto nei primi 2 anni è stato registrato un solo caso di probabile predazione da ratto.

In passato, l'impatto dei ratti sugli uccelli marini a Pianosa deve essere stato devastante: l'isola, per l'abbondanza di grotte e cavità fra le rocce in gran parte del suo sviluppo costiero, potrebbe ospitare popolazioni di assoluto rilievo, dell'ordine delle migliaia di coppie, sia di berta maggiore, sia di berta minore (*Puffinus yelkouan*); questa seconda specie è stata rilevata con poche coppie nel 1989, in un solo sito non più utilizzato negli ultimi anni. Infine, anche l'uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus*) potrebbe in passato essere stato

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

presente con una popolazione nidificante ed essersi successivamente estinto dopo l'arrivo dei ratti. Appare inoltre del tutto verosimile che la presenza del ratto nero influenzi anche altre componenti degli ecosistemi dell'isola, sia floristico-vegetazionali, sia faunistiche. Non vi sono informazioni sull'impatto delle altre specie di Mammiferi introdotti, rappresentati, oltre che dai già menzionati topo domestico e gatto domestico inselvatichito, da lepore (*Lepus europaeus*) e riccio (*Erinaceus europaeus*): di queste, solo i gatti inselvatichiti costituiscono generalmente una minaccia significativa per gli uccelli marini, come documentato in innumerevoli contesti insulari (Courchamp *et al.* 2003).

I due interventi a carico delle popolazioni di ratto nero già eseguiti a Pianosa e sopra menzionati, l'eradicazione della specie nell'isolotto La Scola e il controllo localizzato nella zona di Punta Brigantina (anni 2005-2007), hanno previsto la distribuzione di esche rodenticide (principio attivo: Brodifacoum alla concentrazione di 0.005%) poste all'interno di erogatori.

Studio di fattibilità

Obiettivi principali dell'intervento

I principali obiettivi di un intervento di eradicazione del ratto nero dall'isola di Pianosa sono i seguenti:

1. Incremento della naturalità dell'isola, con benefici per specie autoctone di flora e di fauna, per la vegetazione e per gli ecosistemi nel loro insieme.
2. Incremento del successo riproduttivo e aumento della popolazione nidificante di berta maggiore e possibile ricolonizzazione dell'isola da parte di altre specie di Procellariformi (berta minore e uccello delle tempeste).

Si otterrebbe inoltre un miglioramento delle condizioni igienico-sanitarie per la popolazione umana residente a Pianosa.

Di questi obiettivi, solo quello indicato al punto 2 è in parte raggiungibile anche con soli interventi di controllo localizzato dei ratti. D'altra parte, il principale elemento a favore del progetto di eradicazione sarebbe la disponibilità quasi illimitata di siti idonei per la nidificazione di tutte le specie di Procellariformi, con un possibile miglioramento del loro stato di conservazione a livello del Mediterraneo centro-settentrionale: a oggi nel Mediterraneo non vi sono isole prive di ratti con un'estensione pari a quella di Pianosa (Perfetti *et al.* 2001; Baccetti *et al.* in prep.), anche tenendo conto delle eradicazioni recenti, in corso o, per quanto ci risulta, previste.

Specie bersaglio per l'eradicazione: analisi delle frequenze di ratto nero (*Rattus rattus*) e topo domestico (*Mus musculus domesticus*)

Per valutare l'abbondanza relativa delle due popolazioni di roditori nei principali ambienti dell'isola di Pianosa, al fine di pianificare al meglio le modalità operative dell'intervento (densità degli erogatori, quantitativi di esca, ecc.), è stata effettuata un'indagine mediante trappolamento standardizzato lungo 8 transetti di 100 m ciascuno, con una trappola ogni 10 m per un totale di 80 trappole. Sia lo schema di campionamento che le trappole (snap-traps innescate con esca alimentare) sono identiche a quelle adottate, con il medesimo scopo, nelle fasi propedeutiche degli interventi di eradicazione delle isole di Giannutri e di Zannone.

Il trappolamento è stato effettuato per 5 notti consecutive a partire dal 29/9/2006; in totale sono stati catturati 56 ind. di ratto nero e 2 di topo domestico, ripartiti fra i diversi transetti come indicato nella **Tabella 1**.

Il tasso di cattura per i ratti è molto differenziato fra i diversi transetti ed è complessivamente assai inferiore a quello registrato a Giannutri e a Zannone (cfr. Capitolo 4). Il campionamento svolto ha inoltre confermato

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

l'estrema scarsità del topo domestico, come già ipotizzato in base ad osservazioni personali e a informazioni raccolte in loco.

Le alternative a disposizione per la gestione delle popolazioni di ratto nero nell'Isola di Pianosa: controllo o eradicazione

Per salvaguardare piccole e ben delimitate colonie di uccelli marini, su isole estese, potrebbe essere preferibile eseguire gli interventi solo in determinate aree, e solo nei periodi di maggiore sensibilità delle specie da proteggere (cfr. Thibault 1995). Nel caso della berta maggiore, tale periodo potrebbe essere limitato al periodo metà giugno – metà agosto, corrispondente all'ultima fase di cova e ai primi 15-20 gg di vita dei pulcini, quando questi sono vulnerabili alla predazione dei ratti. In questo caso il controllo potrebbe essere limitato solo alle 2-3 principali colonie di nidificazione. Naturalmente il successo riproduttivo degli uccelli dipenderebbe ogni anno dalla ripetizione degli interventi di controllo; inoltre, gli effetti positivi sarebbero solo per la

berta maggiore.

L'intervento di eradicazione, se coronato da successo, consentirebbe di risolvere il problema una volta per tutte, anche se il rischio di ricolonizzazione, in un'isola come Pianosa dove attraccano regolarmente navi da trasporto e vengono scaricate derrate alimentari e altri materiali, è tutt'altro che trascurabile.

Esame dei rischi

Per quanto riguarda i possibili impatti negativi dell'intervento, oltre a quelli "diretti", legati alla distribuzione di rodenticidi nell'ecosistema insulare, sono da prendere in considerazione gli eventuali effetti indesiderati che potrebbero derivare dall'eliminazione di una specie che, seppure alloctona, è da secoli un elemento rilevante nelle reti trofiche dell'isola, tenendo conto che sono presenti anche altre specie alloctone. Fra gli effetti negativi che si possono prevedere si citano i seguenti:

- possibile incremento demografico di altre specie alloctone, in primo luogo del topo domestico, qualora l'intervento non portasse all'eradicazione anche di

Tabella 1 - Catture di ratto nero nei diversi transetti

Cod. e ambiente transetto	<i>R. rattus</i>	<i>Mus musculus</i>
Pineta adulta con sottobosco	5	1
Macchia - boscaglia con pinete e lecci	3	
Coltivi abbandonati con Garighe a Elicriso	0	
Coltivi abbandonati con ricolonizzazione di arbusti e pini	11	
Macchia bassa a rosmarino	14	1
Macchia costiera a ginepro fenicio	6	
Coltivi abbandonati con alte erbe e <i>Inula viscosa</i>	10	
Pineta senza sottobosco	4	

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

- questa specie;
- possibile momentaneo incremento della predazione di specie autoctone da parte dei gatti, qualora venisse eradicato anche il topo domestico ma fallisse l'eradicazione dei gatti stessi (in breve tempo dovrebbe prevalere di gran lunga l'effetto positivo, per le prede, dovuto alla prevedibile drastica riduzione numerica dei gatti);
- possibile riduzione numerica o estinzione del barbogianni (*Tyto alba*), apparentemente piuttosto comune a Pianosa, per l'improvvisa scomparsa delle prede principali, soprattutto qualora venisse eradicato anche il topo domestico.

Rischi di intossicazione diretta

L'uso di erogatori e la scelta di esche in blocchetti che possano essere facilmente fissate all'interno degli erogatori, per evitare che i roditori le portino all'esterno, permette di ridurre in misura notevolissima il rischio di intossicazione diretta.

Fra i Mammiferi può esistere un rischio significativo di intossicazione diretta per il topo domestico e per esemplari giovani di riccio. Si tratta in entrambi i casi di specie introdotte, la cui eventuale eradicazione sarebbe da considerare positivamente (per la prima specie appare fortemente auspicabile), sia nell'ottica di perseguire un incremento della naturalità degli ambienti insulari, sia per evitare il rischio di loro probabili esplosioni demografiche a seguito dell'eradicazione dei ratti. Con un adeguamento del protocollo di lavoro relativamente semplice, sebbene economicamente oneroso, l'eradicazione del topo domestico appare raggiungibile, mentre sembra assai improbabile quella del riccio, per l'impossibilità di raggiungere gli individui adulti. Non vi sono invece rischi di intossicazione diretta per la lepre e per i Chiroteri. Per quanto riguarda l'avifauna, la protezione dell'esca all'interno degli erogatori elimina il

rischio in modo pressoché completo; a ciò si deve aggiungere la scarsa appetibilità, per gli uccelli, dell'esca in blocchi paraffinati.

Fra i Rettili, sono in grado di accedere facilmente negli erogatori le lucertole i gechi e il biacco, ma il rischio di avvelenamento è reso praticamente nullo dalle abitudini alimentari prevalentemente insettivore di queste specie. A dimostrazione dell'assenza di pericolosità dei trattamenti da rodenticidi anticoagulanti, vi sono numerosi casi di interventi di derattizzazione su isole in cui le popolazioni di varie specie di lucertole hanno, al contrario, subito un notevole incremento per la cessata predazione da parte dei ratti; mentre non si sono a tutt'oggi registrati casi di significativi impatti negativi o estinzioni locali, nonostante che svariati di questi casi riguardino isole con clima tropicale o equatoriale, quindi aree dove le lucertole sono attive tutto l'anno, e interventi sono stati effettuati senza particolari precauzioni, mediante la semplice posa sul terreno delle esche rodenticide in grani (cfr. Bell, 2002). Negli isolotti dell'Arcipelago Toscano dove sono stati svolti interventi di derattizzazione con rodenticidi, il conteggio delle lucertole lungo percorsi prestabiliti ne ha evidenziato un aumento degli indici di frequenza (A. Perfetti e P. Sposimo, dati inediti).

Rischi di intossicazione indiretta

Sebbene l'avvelenamento indiretto o secondario risulti generalmente un fenomeno piuttosto limitato, anche nei casi in cui vi siano specie che basano la loro dieta in massima parte sulle specie bersaglio (gli interventi di derattizzazione di isole non hanno mai portato alla scomparsa dei gatti inselvatichiti: Nogales *et al.* 2004), i rischi di intossicazione secondaria sembrano potenzialmente più rilevanti rispetto a quelli di avvelenamento diretto.

Fra gli Strigiformi sono nidificanti sull'isola l'assiolo (*Otus scops*), che per dimensioni e dieta non appare a rischio rispetto ai ratti ma

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

lo è presumibilmente rispetto al topolino, e il barbagianni (*Tyto alba*). Il gufo comune (*Asio otus*) è presente a Pianosa come migratore regolare e come svernante (forse irregolare); possibile anche una sua presenza, presumibilmente irregolare od occasionale, come nidificante. Per queste ultime due specie può essere ipotizzato un livello di rischio maggiore che per l'assiolo (specie migratrice e nidificante ma assente in inverno, quando potrebbe svolgersi la parte più rilevante dell'intervento); per il gufo comune questo dovrebbe essere limitato alla possibile perdita di singoli individui, mentre più significativo appare il rischio per il barbagianni, sia per la presenza di una popolazione apparentemente sedentaria, sia perché l'eventuale eradicazione contemporanea del ratto nero e del topolino domestico priverebbe questa specie delle prede principali (P. Agnelli, dati ined.).

Fra i rapaci diurni, il pellegrino *Falco peregrinus* si ciba solo eccezionalmente di Mammiferi terrestri; non può essere esclusa la perdita di singoli individui di gheppio (*F. tinnunculus*), nidificante, e di specie migratrici e/o svernanti, come le albanelle (*Circus* sp.) e la poiana (*Buteo buteo*). Sono possibili, inoltre, casi di intossicazione secondaria a carico del gabbiano reale (*Larus michahellis*), specie nidificante con 400 – 600 coppie a Pianosa e certamente in grado di cibarsi di ratti adulti, ma che in massima parte si alimenta nelle discariche costiere e in mare. A Giannutri, dove su una superficie pari a 1/4 di quella di Pianosa sono presenti circa 5.500 coppie di gabbiano reale e l'abbondanza del ratto nero era ben superiore, è stato rilevato un apparente aumento della frequenza dei cadaveri di gabbiano, nell'ordine di poche decine di esemplari; ciò tuttavia non ha minimamente inciso sulla popolazione nidificante, tanto da registrare il valore massimo mai osservato proprio nella primavera successiva all'intervento (cfr. Capitolo 4). Non sono ragionevolmente ipotizzabili rischi, invece, per il Gabbiano

corso (*L. audouinii*). Si nutre certamente di carcasse la cornacchia grigia (*Corvus corone cornix*), nidificante da alcuni anni a Pianosa e in costante aumento, tanto da costituire una causa di minaccia per alcune delle specie di maggior interesse conservazionistico.

Fra i Rettili, il biacco (*Hierophis viridiflavus*) dovrebbe nutrirsi abitualmente di topolini e di giovani di ratto; il rischio di intossicazione secondaria è legato quindi al periodo in cui verrebbe svolto l'intervento (l'attività predatoria si arresta quasi del tutto nel periodo invernale).

Per quanto riguarda gli Invertebrati, non esistono dati sulla pericolosità delle sostanze anticoagulanti, sebbene Pain *et al.* (2000) abbiano verificato sui granchi l'assenza di qualunque danno, registrando inoltre una scarsa permanenza del principio attivo nei tessuti interni.

Nella **Tabella 2** sono elencati i *taxa* potenzialmente a rischio rispetto alle possibili modalità di intossicazione.

Riassumendo, i casi maggiormente a rischio fra quelli sopra elencati appaiono quelli relativi a barbagianni e gufo comune, in quanto la loro dieta è principalmente basata sui Roditori e sono quindi, presumibilmente, le specie più vulnerabili rispetto all'intossicazione secondaria. Inoltre, un'eventuale eradicazione riuscita di entrambi i roditori renderebbe con ogni probabilità l'isola di Pianosa inadatta a ospitarne popolazioni nidificanti.

Per tutte le altre specie citate, invece, un'adeguata scelta del periodo in cui concentrare l'intervento (e quindi di massima presenza di roditori intossicati) e l'utilizzo di erogatori dovrebbe permettere di ridurre l'impatto dell'intervento a livelli di non significatività.

Infine, a fronte dei rischi sopra ricordati, occorre ricordare che l'IUCN (2000), nel raccomandare l'impiego di mezzi e tecniche più selettivi possibile, riconosce che alcune perdite a carico delle specie non bersaglio possono essere un prezzo inevitabile per il successo dell'eradicazione e che tali perdite

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

Specie a rischio	Intossicazione			Note
	primaria	secondaria da <i>M. musculus</i>	secondaria da <i>R. rattus</i>	
Sauri	-	-	-	-
Biacco	-	++	+	Rischio molto ridotto in inverno
Barbagianni	-	++	++	Eradicazione prede principali
Gufo comune	-	++	++	Eradicazione prede principali; rischio basso in inverno
Assiolo	-	+	-	Rischio nullo in inverno
Falco pellegrino	-	-	-	
Gheppio	-	++	+	
Albanella reale, Poiana	-	+	+	Presenza massima durante le migrazioni, regolare ma limitata in inverno
Altre specie di Accipitriformi	-	+	+	Presenti solo durante le migrazioni
Cornacchia grigia	-	+	+	
Gabbiano reale	-	+	+	
Riccio	+	(juv)	-	Sp. alloctona
Gatto domestico – es. inselvaticiti	-	+	+	Tentativo di eradicazione in corso

Tabella 2 - Valutazione del rischio di intossicazione (- rischio assente, +/- rischio trascurabile, + rischio basso o medio, ++ rischio elevato)

vadano valutate tenendo conto dei benefici a lungo termine dovuti al successo dell'intervento.

Piano d'azione

Per le caratteristiche morfologiche e la presenza di una buona rete di strade bianche, non appare necessario o particolarmente conveniente dal punto di vista economico l'uso di elicotteri o aerei per la distribuzione delle esche, rendendo preferibile – e non troppo costoso - l'utilizzo di erogatori sull'intero territorio dell'isola.

Dati questi punti fermi – distribuzione delle

esche via terra e all'interno di erogatori – restano da definire svariati aspetti tecnici dell'intervento. Successivamente occorre procedere alla stima dei costi, alla valutazione del rischio di ricolonizzazione dell'isola da parte dei ratti e delle possibilità di riduzione di tale rischio, e alla valutazione dell'opportunità dell'eradicazione rispetto al controllo.

Tecniche d'intervento ed elenco delle azioni

Principio attivo

Il principio attivo andrà scelto fra quelli appartenenti agli "anticoagulanti della seconda generazione". Sino a oggi, il Brodifacoum è di gran lunga il prodotto più utilizzato (71 % delle isole e 91 % della superficie trattata con esito positivo: Howald *et al.* 2007) e con maggiore efficacia, ma presenta anche rischi elevati. La scelta dovrà essere comunque effettuata in sede di progetto esecutivo, sia in base ad eventuali miglioramenti delle conoscenze acquisite sull'efficacia e sugli effetti indesiderati dei diversi prodotti (le eradicazioni sono via via più numerose, recentemente sono stati utilizzati con successo anche vari altri principi attivi), sia in base agli esiti di test di appetibilità che dovranno essere condotti sull'isola prima dell'avvio dell'intervento.

Formulazione

Le esche dovranno garantire un'elevata appetibilità per le specie bersaglio, una buona durezza, e la possibilità di essere fissate all'interno degli erogatori: la formulazione che sembra rispondere meglio rispetto alle caratteristiche su elencate è quella delle esche in blocchi, disponibili con i vari tipi di principi attivi. Tali formulati sono stati utilizzati negli interventi effettuati a Zannone e a Giannutri. Come per il principio attivo, la scelta dovrà essere fatta in base alle indicazioni che deriveranno dai test dei diversi prodotti che dovranno essere condotti sull'isola prima dell'avvio dell'intervento.

Scelta delle postazioni fisse e loro densità

Le postazioni fisse saranno scelte fra gli innumerevoli modelli presenti sul mercato, e dovranno presentare le seguenti caratteristi-

che: resistenza al deterioramento dovuto ad eventi atmosferici, facilità di fissaggio, capacità sufficiente per contenere almeno 400 g di esca in blocchi, meccanismo di chiusura sicuro rispetto a eventuali tentativi di apertura da parte di bambini e animali non-target, foro d'accesso con diametro di 5-6 cm.

Per l'eradicazione di *Rattus rattus* gli erogatori vengono generalmente disposti secondo una griglia con lato di 50 m (cioè 4 erogatori/ha), per *Mus musculus* la distanza generalmente suggerita è pari a 25 m. Nel caso di Pianosa, dove quest'ultima specie è molto rara e sembra anche estremamente localizzata, la soluzione migliore potrebbe essere quella di adottare griglie diversificate nelle varie parti dell'isola, con erogatori più numerosi attorno alle aree edificate e nelle zone di presenza del topolino, più radi (uno ogni 50 m) nelle restanti zone, e forse ancora più radi negli estesi incolti della zona meridionale, dove anche il ratto appare scarsissimo. Complessivamente, si può stimare un numero medio di 6 erogatori/ha.

Per trattare alcune zone costiere caratterizzate dalla presenza di falesie inaccessibili, potrebbe essere utile predisporre dei semplici contenitori di esche destinati ad essere lanciati dalla barca o da sopra la falesia; questi dovranno possedere caratteristiche simili a quelli da porre sul terreno, con l'aggiunta di dover essere resistenti all'urto dovuto al lancio.

Periodo di lavoro e cadenza degli interventi

Il periodo in cui effettuare gli interventi, nelle aree a clima non tropicale o equatoriale, è quello invernale, che nel Mediterraneo è compreso tra la fine di novembre e l'inizio di marzo. Come già anticipato, in questo periodo si rendono minimi i rischi per gli animali non bersaglio, sia per quanto riguarda l'intossicazione diretta che l'intossicazione secondaria. Recentemente è stato però

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

compiuto un intervento di eradicazione in un isolotto presso Marsiglia nel corso della stagione estiva, ritenuta quella maggiormente critica per i ratti e quindi più idonea alla loro eradicazione. Sebbene appaia molto probabile che a Pianosa il periodo migliore per avviare l'intervento sia quello invernale, la scelta definitiva dovrà essere fatta solo dopo i test precedentemente citati.

La distribuzione delle esche può essere effettuata in un'unica soluzione, distribuendole in modo molto capillare sul territorio e in quantitativi rilevanti, oppure in somministrazioni ripetute, soluzione obbligata nel caso che si operi con erogatori.

Le sessioni di distribuzione dell'esca devono essere distanziate, inizialmente, di quindici-giorni una dall'altra, per lasciare il tempo agli individui che per primi si sono nutriti dell'esca di morire, permettendo l'accesso all'esca che verrà successivamente distribuita ad altri individui; si evitano distribuzioni di esca sovrabbondanti, che si rendono necessarie quando si opera in un'unica soluzione; è possibile monitorare il consumo di esca nelle diverse porzioni dell'isola, rilevando immediatamente l'eventuale necessità di proseguire localmente con la distribuzione di esche.

Data la grande superficie dell'isola, appare opportuno che la distribuzione delle esche avvenga per un periodo di ca. 2 anni, anche in considerazione del fatto che è presente il topo domestico, la cui eradicazione sembra ben più difficoltosa. In questo modo sarà evitato il rischio che eventuali individui che rifiutano di cibarsi delle esche possano sopravvivere, sfuggire a qualsiasi tipo di osservazione e riprodursi una volta cessato l'intervento. Dopo la terza somministrazione, quindi circa 3 mesi dopo l'inizio dell'intervento, i controlli degli erogatori potranno essere molto diradati, fino a uno ogni 4 mesi (da valutare in base al consumo delle esche da parte di Invertebrati e al loro deterioramento).

Monitoraggio

Il monitoraggio degli effetti sulle specie target sarà effettuato nel corso dell'intervento sia in base alla registrazione dei consumi di esche, sia mediante distribuzione e controllo di cibi particolarmente appetibili.

Per quanto riguarda gli effetti sulle specie obiettivo del restauro ecologico, oltre al successo riproduttivo della berta maggiore potrebbe essere valutata l'abbondanza delle lucertole, effettuando conteggi lungo itinerari prestabiliti.

Altre componenti degli ecosistemi il cui monitoraggio potrebbe fornire informazioni utilissime in ambito quantomeno mediterraneo, sembrano i Chiroteri, i Gasteropodi terrestri e i gechi. Altrettanto interessante sarebbe il monitoraggio della struttura della vegetazione, soprattutto negli ambienti costieri dove i ratti sono più numerosi, e della rinnovazione di alcune piante dei cui semi si nutrono i ratti.

Limitazione del rischio di ricolonizzazione

Sono ormai svariati i casi di isole ricolonizzate dai ratti pochi anni dopo che questi sono stati eradicati (cfr. Howald *et al.* 2007). Si tratta spesso di isole vicine alla costa o ad altre isole non derattizzate, come nel caso de La Scola, ma talvolta anche di isole oceaniche dove la ricolonizzazione deve essere avvenuta per via navale (Merton *et al.* 2002). Una volta completata con successo l'eradicazione, dovranno quindi essere adottate una serie di misure di prevenzione per ridurre al minimo il rischio di ricolonizzazione. Si tratta in particolare di azioni di tre principali tipologie:

1. mantenimento, a tempo indefinito, di una fitta rete di erogatori con esche rodenticide in un'area con raggio minimo di 100 m attorno all'area portuale;
2. stipula di accordi con le compagnie di navigazione autorizzate allo sbarco sull'isola, per garantire un costante

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

- trattamento di disinfestazione delle navi; accordi analoghi con le ditte che inviano gli autocarri per la raccolta dei rifiuti;
3. allestimento di un'area per la quarantena dove devono essere temporaneamente depositate alcune tipologie di merci al loro arrivo sull'isola, in particolare i materiali edili.

Stima dei costi

Viene di seguito riportata una previsione dei

costi complessivi dell'intervento. La stima del numero di stazioni di avvelenamento e dei quantitativi di esca da utilizzare è stata fatta per una superficie di 1.020 ha. È stato considerato necessario procedere con tre sessioni mensili di distribuzione di esche (dopo l'installazione), e con 5 sessioni di controllo successive.

Nella **Tabella 3** sono indicati i costi stimati per l'esecuzione dell'intervento e per la successiva profilassi; non sono stati considerati i costi per il monitoraggio scientifico degli effetti dell'eradicazione.

Tabella 3 - Costi dell'intervento di derattizzazione

Materiali	Quantità	Totali*	Costo unitario	Totale
Erogatori	6 x ha	6.120	€ 6,00	€ 36.720,00
Esche	4,03 kg x ha	4.050	€ 6,00	€ 24.300,00
Attività	Quantità	Totali*	Costo unitario	Totale
Installazione	90 gg x 2 pp	180 gg/uomo	€ 176,00	€ 31.680,00
Apertura sentieri	10 gg x 1 p	10 gg/uomo	€ 200,00	€ 2.000,00
Controlli (n= 7)	80 erog/gg x 1 p x 7	560 gg/uomo	€ 176,00	€ 98.560,00
Integrazione per aree costiere (n= 2)	2 gg x 2 pp x 2	8 gg/uomo	€ 176,00	€ 1.408,00
Ultimo controllo e rimozione erogatori	40 erog/gg x 1 p	160 gg/uomo	€ 176,00	€ 28.160,00
Monitoraggio	-	-	-	Non computato
Mezzi di trasporto	50km x 0,6€ x 8 controlli		€ 240,00	€ 250,00
Responsabile di cantiere	30 gg/uomo		€ 300,00	€ 9.000,00
Totale				€ 232.078,00
Progettazione esecutiva e DL			€ 30.000,00	€ 30.000,00
Avvio profilassi e area di quarantena			€ 12.000,00	€ 12.000,00
Totale intervento				€ 274.078,00
Profilassi a regime (annuale)			€ 8.000,00	€ 8.000,00
* con arrotondamenti				

ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A PIANOSA

Conclusioni su fattibilità e opportunità dell'intervento

L'eradicazione del ratto nero a Pianosa appare un obiettivo raggiungibile, anche mediante un intervento con distribuzione "terrestre" delle esche, che comporterebbe minori costi ambientali pur con costi economici relativamente limitati.

Il rischio di ricolonizzazione sembra ragionevolmente controllabile: escludendo la possibilità di un arrivo "naturale" dei ratti a Pianosa, il regime di tutela e di accesso limitato di cui gode l'isola dovrebbe permettere senza particolari difficoltà di adottare le misure di profilassi nei confronti delle imbarcazioni e delle merci che sbarcano sull'isola.

Riguardo alla scelta fra le opzioni "eradicazione" e "controllo locale" il problema quasi non si pone: il controllo effettuato nel corso del

presente progetto Life sembra aver dato esiti positivi e ha costi molto limitati (estendendolo anche alle altre due piccole colonie di berta maggiore si può stimare un costo inferiore a 1.000 €/anno), ma produce benefici solo nei confronti di questa specie; l'eradicazione ha costi incomparabilmente maggiori ma, nel lungo periodo, potrebbe produrre effetti positivi, a loro volta, incomparabilmente maggiori. Un'opzione ragionevole potrebbe prevedere la prosecuzione del controllo locale in attesa che divenga possibile procedere con l'eradicazione. I possibili effetti negativi sulle specie non target appaiono tutto sommato limitati, soprattutto se confrontati con i benefici attesi nei confronti di alcune specie minacciate e della naturalità complessiva dell'ecosistema insulare.

Fig. 18 - Il Porto di Pianosa con La Scuola sullo sfondo (Foto G. Muscetta)



3. La tutela della colonia di berta maggiore (*Calonectris diomedea*) dell'isolotto La Scola

Paolo Sposimo, Nicola Baccetti

L'isolotto La Scola, o La Scuola, posto a est di Pianosa, dalla quale dista circa 250 m, ha un'estensione di poco più di 1,5 ha e una forma più o meno rotondeggiante. Raggiungendo i 32 m di quota (34 m secondo alcune carte), supera di qualche metro la massima elevazione di Pianosa (29 m). Di natura calcarea, è costituito da una ripida dorsale che forma una sorta di piccolo altipiano, cui si può accedere solo con una certa difficoltà, occupato da una singolare boscaglia quasi monospecifica di olivastro *Olea europaea* var. *oleaster*. Sono presenti lembi di vari

tipi di vegetazione naturale (vegetazione delle coste rocciose, macchia a dominanza di lentisco, praterie di alte erbe nitrofile) e il versante nord è occupato, a ridosso delle pareti di roccia, da una foltissima boscaglia di fico (*Ficus carica*). La presenza dell'uomo è molto antica, tanto che proprio da qui provengono i resti di maggiore interesse risalenti al Neolitico trovati sino a oggi a Pianosa. Anche se ormai in gran parte coperti dalla vegetazione, permangono numerosi segni delle attività che l'uomo ha svolto in passato, da alcuni muri a secco realizzati per qualche

Fig. 19 - La Scola con l'Isola d'Elba sullo sfondo (Foto P. Sposimo)



BERTE E RATTI A LA SCOLA

improbabile tentativo di coltivazione sino a un tavolino in cemento che veniva utilizzato dai pianosini, pare, per i frequenti pic-nic domenicali, cessati negli anni '80 del secolo scorso.

A dispetto della sua ridotta estensione, La Scola riveste un assoluto interesse naturalistico: oltre agli uccelli marini, ospita varie specie rare o rarissime di Molluschi terrestri e di Insetti (alcuni dei quali assenti da Pianosa, compreso un endemismo esclusivo di questo isolotto di recentissima descrizione: (*Planasiella aptera*), un'abbondante popolazione di tarantolino (*Euleptes europaea*), un gecko mediterraneo che a Pianosa non viene segnalato da anni, e una particolare forma di lucertola muraiola, numerosissima, con una colorazione caratteristica, precedentemente classificata come sottospecie (*Podarcis muralis muellerlorenzi*). Vi nidificano alcune specie di uccelli terrestri: pellegrino (*Falco peregrinus*), occhiocotto (*Sylvia melanocephala*), pigliamosche (*Muscicapa striata*) e fanello (*Carduelis cannabina*); prima di estinguersi dall'intera isola di Pianosa vi nidificava in buon numero anche il piccione selvatico (*Columba livia*). Fra gli uccelli marini, oltre al gabbiano reale (*Larus michahellis*), presente con 40-50 coppie ogni anno, vi nidificano due specie che rendono quest'isolotto uno dei siti di maggiore importanza dell'Arcipelago Toscano, la berta maggiore (*Calonectris diomedea*) con 60-100 coppie (prima o seconda popolazione dell'Arcipelago Toscano) e il marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*), con 1-2 coppie fino 2003, 8-10 coppie nel 2004, e 10-14 coppie negli anni successivi (prima o seconda popolazione dell'Arcipelago Toscano).

Secondo quanto riportato da alcuni agenti della Polizia Penitenziaria, i ratti sono comparsi sulla Scola solo negli anni '80, ma in realtà devono esservi giunti ben prima. Nelle isole mediterranee, infatti, il ratto nero si è diffuso almeno sin dall'epoca romana (Cassaing et al. 2005), e data l'entità degli



Fig. 20 - Giovane di berta maggiore a pochi giorni dall'involo (Foto P. Sposimo)

insediamenti presenti in quell'epoca a Pianosa, è praticamente certo che la specie sia presente nell'isola da almeno duemila anni. In questo intervallo di tempo, il ratto nero ha verosimilmente colonizzato e ricolonizzato l'isolotto varie volte, estinguendosi per annate particolarmente difficili (fenomeno ben noto per isolotti di piccole dimensioni posti entro 500 m dal continente o da isole più estese: Palmer e Pons 2001). In ogni caso i ratti devono essere stati spesso assenti, in quanto un tasso di predazione come quello registrato prima della loro eradicazione era certamente incompatibile con la permanenza di una popolazione consistente di berta maggiore.

L'eradicazione è stata effettuata nell'inverno 2000-2001, secondo le indicazioni derivanti dagli ormai numerosi analoghi svolti in ambito insulare. Per ridurre al minimo i rischi di effetti indesiderati su altre specie, le esche rodenticide (blocchetti paraffinati contenenti Brodifacoum) sono state poste all'interno di contenitori inaccessibili per animali di dimensioni superiori a quelle di un ratto. Sull'isolotto non erano presenti specie in pericolo rispetto all'intossicazione primaria (cioè causata da ingestione diretta di esche), mentre il rischio

BERTE E RATTI A LA SCOLA

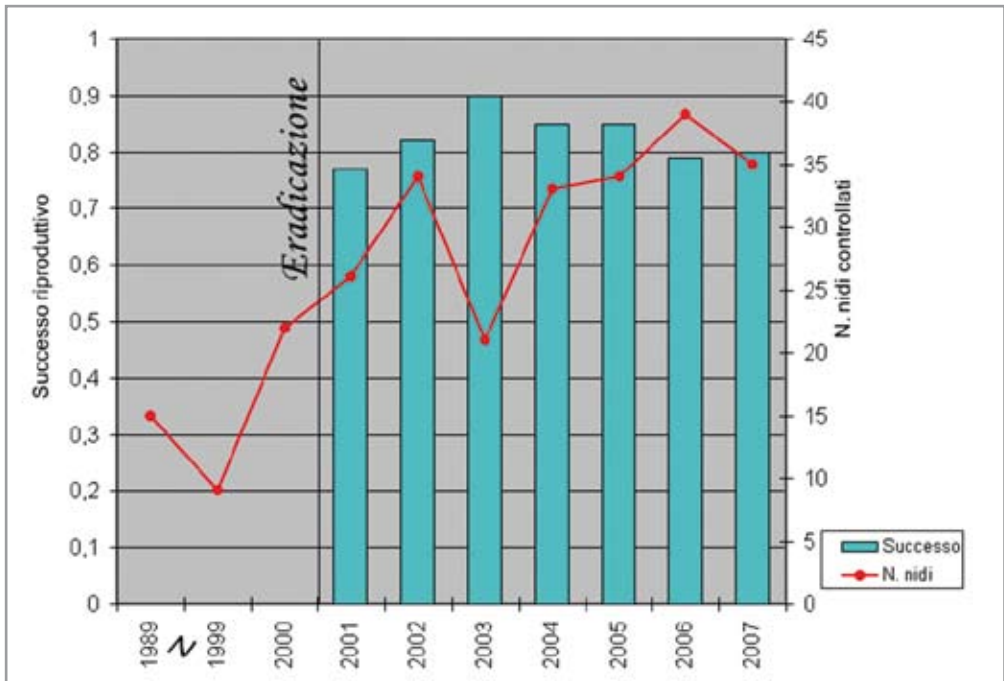
di "intossicazione secondaria" (a carico di un eventuale predatore di ratti) appariva molto ridotto sia per la modesta entità dell'operazione, sia per l'assenza di predatori abituali di ratti sull'isolotto.

Oltre a non aver accertato nessun caso di intossicazione secondaria, si è potuto verificare un apparente incremento delle lucertole (potenzialmente soggette a un certo rischio di avvelenamento secondario, qualora si fossero alimentate di invertebrati che avevano ingerito le esche), detto incremento è stato accertato negli altri isolotti dell'Arcipelago Toscano dove sono stati effettuati interventi analoghi, ed è da attribuirsi alla cessata predazione da parte dei ratti. Il Tarantolino,

sul quale non sono state condotte ricerche specifiche, è tutt'ora presente e non sembra aver subito evidenti variazioni nella consistenza della popolazione.

L'effetto dell'eradicazione del ratto nero sulla specie che principalmente si intendeva tutelare, la berta maggiore, è stato eclatante. La popolazione, prima dell'intervento, appariva destinata all'estinzione: nei 3 anni in cui era stato possibile effettuare sopralluoghi sull'isolotto (1989, 2000 e 2001), infatti, il tasso di predazione nei nidi controllati era stato pari al 100 %, ed è evidente che, qualora tale impatto si fosse mantenuto nel tempo, il destino della berta maggiore a La Scola appariva segnato. Grazie all'eradicazione

Fig. 21 - Successo riproduttivo (spezzata blu) delle berte a La Scola, prima e dopo l'eradicazione dei ratti (gennaio 2001)



BERTE E RATTI A LA SCOLA

del ratto la popolazione sembra ora in ottima salute, con un successo riproduttivo che si è sempre mantenuto su valori ottimali per la specie (0,8 – 0,9 pulcini involati per coppia, rispetto a un massimo teorico pari a 1) e con i primi segni di aumento della popolazione nidificante, riscontrati a partire dal 2006.

Data la ridotta distanza da Pianosa, però, il rischio che i ratti ritornino è elevato: ad aprile 2005, dopo oltre 4 anni dalla sua eradicazione, sono stati individuati pochissimi, ma inequivocabili, segni di presenza del ratto nero (impronte e resti di pasti). Sono stati immediatamente installati alcuni erogatori di rodenticidi, e dal consumo delle esche rilevato al primo controllo sembra probabile che vi fosse un solo individuo e comunque non più di 2-3 (in quest'ultimo caso sarebbe da ipotizzare l'arrivo sull'isolotto di una femmina gravida); ai controlli successivi non sono stati riscontrati altri indizi di presenza.

Per eliminare il rischio di ulteriori ricolonizzazioni, che in tempi lunghi sono da considerare come eventi pressoché certi, si dovrebbe procedere con l'eradicazione dei ratti dall'intera isola di Pianosa.

In caso contrario è comunque sufficiente effettuare annualmente un sopralluogo all'inizio della stagione riproduttiva delle berte, ed eventualmente procedere tempestivamente all'eradicazione.

4. L'eradicazione del ratto nero (*Rattus rattus*) nell'isola di Giannutri

Paolo Sposimo, Dario Capizzi, Francesca Giannini, Michele Giunti, Nicola Baccetti

Le prime eradicazioni di ratti nelle isole italiane sono state condotte nel periodo 1998-2001 nell'Arcipelago Toscano, nell'ambito del precedente progetto Life Natura ("Capraia e isole minori della Toscana: tutela della biodiversità"), e hanno riguardato 7 isolotti, di superficie compresa fra 1 e 7 ha, dove era presente il ratto nero (*Rattus rattus*) (Perfetti *et al.* 2001). A conclusione del progetto era chiaramente emersa la necessità, per migliorare lo stato di conservazione delle popolazioni nidificanti di berta maggiore (*Calonectris diomedea*) e di berta minore (*Puffinus yelkouan*), di procedere con le eradicazioni dei ratti su isole di maggior superficie.

I soli quattro isolotti della Toscana privi di questi predatori alloctoni (due di questi isolotti erano stati oggetto di eradicazione nel corso del progetto stesso) e adatti alla nidificazione di berte erano tutti occupati, sebbene dalla sola berta maggiore, e apparivano già prossimi alla saturazione: a Cerboli, ad es., non era infrequente il rinvenimento di nidi di berta maggiore anche in siti apparentemente molto sfavorevoli. Le possibilità di incremento delle popolazioni nidificanti a livello regionale, quindi, apparivano molto modeste e limitate essenzialmente all'isolotto La Scola, in grado di ospitare poche decine di coppie aggiuntive rispetto a quelle già presenti (stimate in 60-100).

È stata così valutata la possibilità di un intervento nell'Isola di Giannutri, che appariva di gran lunga la più adatta delle isole maggiori dell'Arcipelago Toscano; le altre erano infatti di interesse scarso o nullo per le berte oppure, per l'estensione notevolmente maggiore (sempre superiore a 1000 ha), apparivano eccessivamente impegnative dal punto di



Fig. 22 - Un tratto di falesie nella Costa dei Grottoni (Foto P. Sposimo)

vista tecnico-economico.

Giannutri, una delle due più piccole delle isole maggiori dell'Arcipelago (239 ha), ospita una popolazione di berta maggiore stimata in 50-200 cp, piuttosto elevata nel contesto regionale ma in evidente diminuzione negli ultimi decenni, e ha visto la recente estinzione (accertata durante il progetto) della berta minore, ancora presente e abbastanza diffusa fino ai primi anni '90. Il declino di entrambe

ERADICAZIONE DEL RATTO NERA A GIANNUTRI

le specie avvenuto negli ultimi anni potrebbe essere, verosimilmente, dovuto ad un accresciuto tasso di predazione da parte dei ratti conseguente ad un presumibile incremento numerico delle popolazioni di questi ultimi, a sua volta legato alla recente esplosione demografica del gabbiano reale (*Larus michahellis*) a Giannutri (Arcamone *et al.* 2001 e Capitolo 6 in questo volume).

Benché i benefici derivanti dall'operazione, ad una scala globale per la specie, apparissero limitati per il numero relativamente modesto di coppie nidificanti, i benefici a lungo termine, qualora si riuscisse a mantenere indefinitamente l'isola priva di ratti, potrebbero risultare elevatissimi: l'isola, come testimoniato in parte anche dai dati pregressi, ha potenzialità enormi per la nidificazione dei Procellariiformi: nella sola costa meridionale, caratterizzata da un sistema di alte falesie ricchissime di fessure, cavità, complessi carsici e cumuli di pietre franate, potrebbe facilmente ospitare varie migliaia di coppie di entrambe le berte, così come di uccello delle tempeste *Hydrobates pelagicus*.

Rispetto all'intervento ipotizzato, altre condizioni favorevoli potevano essere:

- Basso rischio di ricolonizzazione dell'isola da parte dei ratti per la scarsa presenza umana (ca. 160 abitazioni in totale, con circa 20 persone mediamente presenti in inverno, massimo afflusso nei mesi estivi con una media di residenti di ca. 300 unità a luglio e ca. 600 ad agosto) e il conseguentemente modesto traffico marittimo nei due piccoli approdi esistenti;
- assenza di specie "non-target" a rischio elevato di avvelenamento primario (ingestione delle esche rodenticide) o secondario (predazioni di animali a loro volta intossicati): le sole altre specie di Mammiferi terrestri erano il coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus*) e singoli cani e gatti domestici; fra i potenziali predatori di ratti era da segnalare un serpente (il

biacco *Hierophis viridiflavus*), mentre la sola specie nidificante fra i rapaci diurni era il falco pellegrino *Falco peregrinus*, che si nutre quasi esclusivamente di uccelli, mentre non erano segnalate specie nidificanti o svernanti di rapaci notturni.

Fra le principali difficoltà prevedibili, erano state individuate la superficie dell'isola (estesa rispetto alle precedenti esperienze nell'area mediterranea ma modesta se paragonata a isole oggetto di eradicazione di ratti in altri contesti geografici), la presenza di aree vaste e ininterrotte con macchia mediterranea impenetrabile e, infine, l'elevata densità di ratti, legata come già accennato alla presenza di un'abbondante popolazione nidificante di gabbiano reale (cfr. Cassaing *et al.* 2005), stimata in oltre 5.000 coppie nel 2005.

L'intervento di eradicazione

Gli elementi sostanziali del progetto di eradicazione hanno previsto la distribuzione delle esche rodenticide "via terra", cioè senza l'ausilio di elicotteri, esclusivamente all'interno di erogatori inaccessibili ad animali di dimensioni superiori a quelle di un ratto.

Le prime azioni effettuate sono state alcune indagini preliminari di carattere generale e una specifica sui ratti, mediante trappolamento standardizzato nei principali ambienti presenti nell'isola: quest'ultima ha permesso di ottenere dati sull'abbondanza dei ratti (confermandosi effettivamente elevata, [Figura 23](#)), nonché sull'entità del lavoro richiesto per l'apertura di passaggi nella vegetazione (necessari per l'installazione degli erogatori su ca. 100 ha di superficie, si veda [Figura 24](#)).

Il costo complessivo dell'operazione, comprensivo della progettazione e del coordinamento dei lavori, è stato di ca. € 80.000.

Il lavoro sul campo è iniziato nei primi giorni di gennaio 2006, con l'apertura delle tracce e la successiva fase di installazione degli erogatori. Sono stati installati poco più di

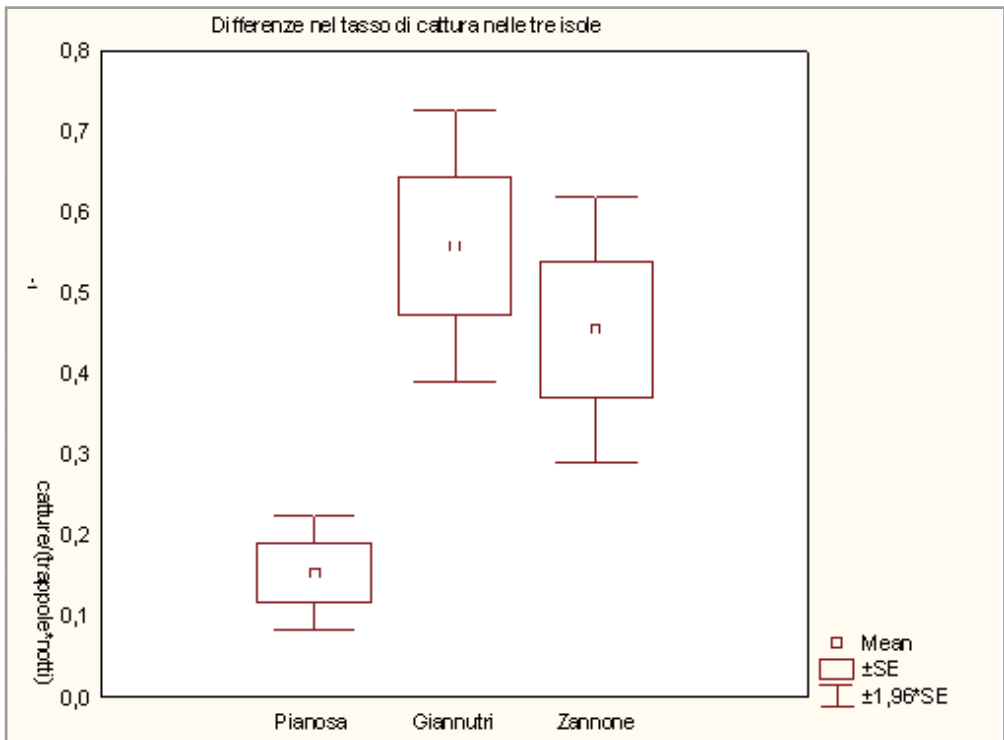
ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A GIANNUTRI

1.000 erogatori (disposti secondo una griglia di 50 x 50 m, portata a 25 x 25 nelle zone con massima abbondanza di ratti e lungo il bordo superiore delle falesie), ciascuno contenente 600 g di esche rodenticide. Queste ultime consistevano in blocchetti, di 20 g e di 200 g, contenenti Brodifacoum (principio attivo) alla concentrazione di 0.005 %.

Fra gennaio e aprile 2006 sono state effettuate 4 somministrazioni di esche, compresa quella dell'installazione, ad intervalli di 20 – 25 gg. Il primo controllo totale degli erogatori ha permesso di rilevare un consumo delle esche pari al 100 % in tutta l'isola, salvo che in pochissimi erogatori localizzati all'interno dell'abitato. Presso la costa meridionale, l'area

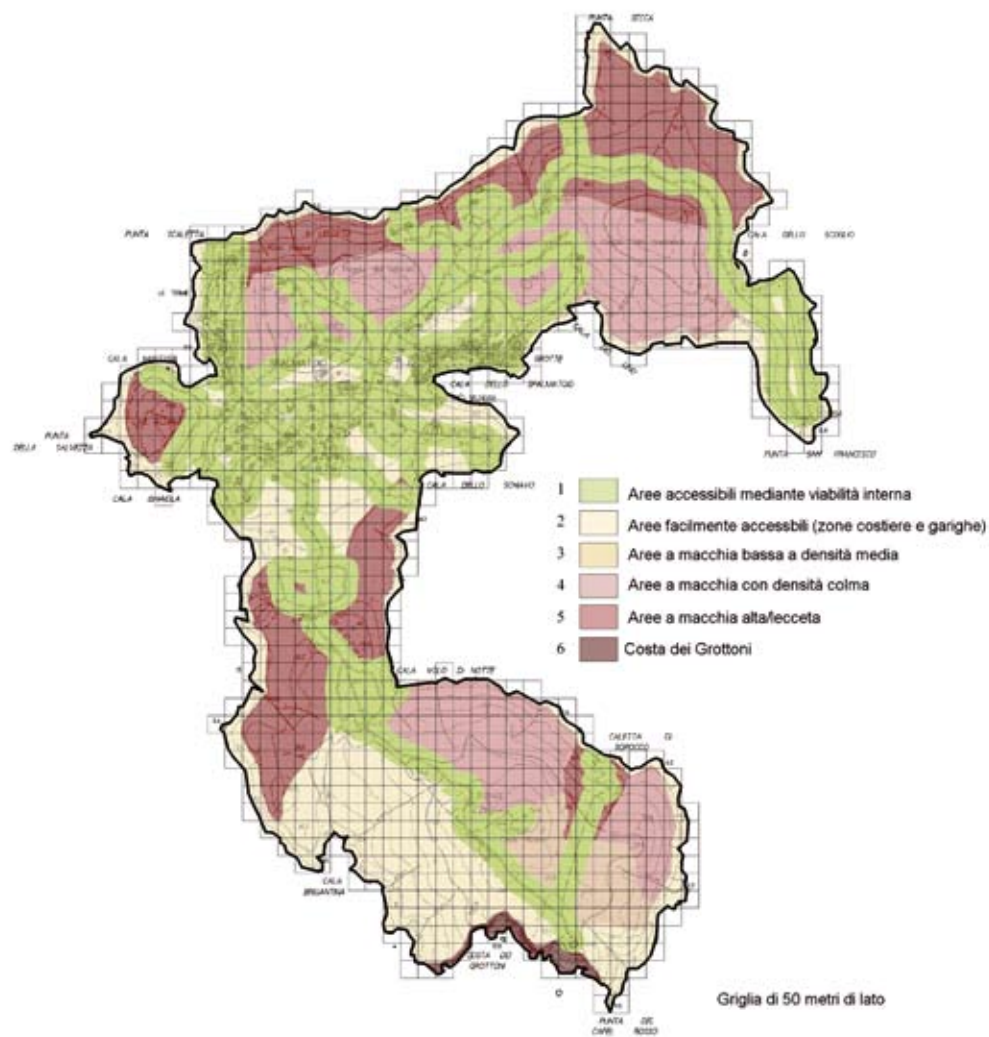
apparentemente più critica per caratteristiche fisiche del territorio (presenza di estese falesie) e notevole abbondanza di ratti, è stata effettuata una somministrazione aggiuntiva intermedia fra il primo e il secondo controllo. Nel secondo controllo totale è stato registrato un livello di consumo più ridotto (all'incirca del 60 %) e decisamente più variabile rispetto al primo: in alcune zone è stato inferiore al 10 %, in altre ha nuovamente raggiunto il 100 %. Nel terzo controllo il consumo è stato in media inferiore al 10 %, ma ha nuovamente presentato una certa variabilità: mentre è risultato nullo nella maggior parte degli erogatori di vasti settori dell'isola, in alcune aree, in particolare nel settore meridionale, in tutti

Fig. 23 - Tasso di cattura del Ratto nero rilevato a Giannutri a confronto con quello ottenuto, con metodologia identica, a Pianosa e a Zannone.



ERADICAZIONE DEL RATTO NERA A GIANNUTRI

Fig. 24 - Mappa del grado di accessibilità dell'isola di Gianutri in relazione allo sviluppo e densità della vegetazione (aree edificate strade e sentieri, aree nude costiere, garighe, macchie basse, macchie alte, boscaglie)



ERADICAZIONE DEL RATTO NERO A GIANNUTRI



Fig. 25 - Erogatore con blocchetti a base di Brodifacoum (Foto P. Sposimo)

gli erogatori è stato registrato un consumo significativo (fino a massimi del 20 % ca.).

Nel quarto controllo non sono state osservate evidenze certe della presenza di ratti; solo in alcuni casi (meno di 10 erogatori in tutto) si sono avuti dei dubbi per la presenza di alcuni escrementi di ratto (probabilmente non rimossi, erroneamente, nel controllo precedente) e per il consumo delle esche non attribuibile con certezza solo ad Invertebrati. A partire dalla tarda primavera, infatti, è divenuto significativo (10-20 % dell'esca, raramente fino al 50 %) il consumo delle esche da parte di Gasteropodi terrestri e di formiche; benché i segni lasciati dai ratti sulle esche siano ben diversi da quelli degli Invertebrati, si sono avuti singoli casi di incertezza. Nei successivi mesi di settembre, novembre e dicembre 2006 sono stati effettuati controlli parziali degli erogatori, con ricerca di eventuali indizi di presenza di ratti e sostituzione delle esche, rispettivamente, nel 15 %, nel 50 % e nel 20 % degli erogatori. Non è stata riscontrata nessuna traccia di consumo da parte dei ratti, ad eccezione di in un singolo erogatore in cui è stato rilevato un escremento di ratto (anche questo, forse, erroneamente non rimosso nei controlli precedenti).

Ulteriori sopralluoghi sono stati effettuati, dai coordinatori del progetto, anche nei primi mesi del 2007: a febbraio e a marzo sono state trovate, in un'unica zona, svariate pigne rosicchiate apparentemente di recente, ben distinguibili da quelle più vecchie. Nonostante l'incerta "datazione" di tali tracce (poteva trattarsi ad es. di pigne che si erano mantenute meglio delle altre perché poste in posizioni più ombreggiate), si è optato per un nuovo controllo totale, con sostituzione di esche sul 50 % degli erogatori. Questa volta sono state utilizzate anche esche di diverso tipo (bustine di esca fresca con Bromadiolone alla concentrazione di 0.005%), ritenute più appetibili rispetto ai blocchetti con Brodifacoum (in tutti gli erogatori sono stati comunque somministrate entrambe le esche), e sono state

Fig. 26 - Erogatore in plastica rosicchiato dai ratti (Foto P. Sposimo)



ERADICAZIONE DEL RATTO NERA A GIANNUTRI

adottate semplici contromisure, già testate nei precedenti controlli, per ridurre efficacemente il consumo da parte degli Invertebrati.

Nei successivi sopralluoghi, così come nei mesi seguenti fino a dicembre 2007, non è stata trovata alcuna traccia di consumo di esche, né sono state rilevate altre possibili tracce di presenza di ratti.

Conclusione dell'intervento e misure per la riduzione del rischio di ricolonizzazione

Le ultime tracce dubbie di presenza sono quindi le pigne rosicchiate di marzo 2007, mentre gli ultimi segni certi (consumo di esche negli erogatori) risalgono addirittura ad aprile 2006. Poiché in genere viene indicato in due anni di assenza di tracce il tempo necessario per considerare concluso con successo un intervento di eradicazione di ratti in un'isola di estensione medio-grande (*Howald et al.* 2006), appare conveniente attendere la fine del 2008 per confermare l'esito positivo dell'operazione.

Il consumo totale di esche rodenticide imputabile ai ratti, sommando quello rilevato nel corso di tutti i controlli, è stato di circa una tonnellata, pari a oltre 4 kg/ha.

Non è stato riscontrato alcun indizio di effetti indesiderati nei confronti di coniglio selvatico, biacco e lucertole, così come non hanno avuto problemi i pochissimi cani e gatti presenti, mai sottoposti ad alcun tipo di protezione rispetto al rischio di avvelenamento secondario (un gatto, in particolare, è vissuto costantemente in libertà ai margini del paese). L'unico possibile indizio di effetti indesiderati riguarda il gabbiano reale, in quanto nelle fasi iniziali dell'intervento, quindi di massimo rischio per la presenza di ratti intossicati, si è riscontrata un'apparente maggior presenza di cadaveri di gabbiani rispetto a quella usuale. In base alle osservazioni fatte anche nel corso del 2007 sulla frequenza dei cadaveri, appare ipotizzabile che un certo numero di

individui (nell'ordine di poche decine) sia stato oggetto di avvelenamento secondario. La popolazione nidificante sull'isola di questa specie (la principale della Toscana) ha comunque mantenuto invariata la sua tendenza all'aumento, tanto che nel 2007, quando si sarebbero dovuti rilevare gli eventuali effetti dell'intervento, sono state censite ca. 5500 coppie, con un aumento del 10 % rispetto a due anni prima.

Tra settembre 2006 e maggio 2007, sono state messe in opera alcune misure di "profilassi" per ridurre il rischio di ricolonizzazione dell'isola da parte dei ratti: è stata predisposta una rete di erogatori con esche rodenticide attorno ai due punti di attracco (Cala Maestra e Cala Spalmatoio) e sono previsti protocolli operativi con le compagnie di navigazione per lo svolgimento di analoghi trattamenti sui traghetti. Inoltre, sono state mantenute alcune postazioni con esche anche in altri settori dell'isola, a scopo di monitoraggio. Si prevede di proseguire queste azioni a tempo indefinito, mentre altre misure per la riduzione del rischio sono attualmente in fase di studio. Prima, durante e dopo il termine del progetto sono state inoltre effettuate azioni di informazione e sensibilizzazione: numerose locandine informative sono state affisse nell'isola e nei traghetti, sono inoltre stati messi in distribuzione volantini presso i pochissimi esercizi commerciali dell'isola. Particolare attenzione è stata poi data al contatto diretto con i residenti e i proprietari delle abitazioni; questo ha permesso la diffusione tra i locali di una maggior consapevolezza circa i benefici del programma di eradicazione.

5. Interventi per l'eradicazione della popolazione di gatti inselvaticiti sull'isola di Pianosa

Francesca Giannini, Francesca Baldinelli

Le popolazioni di gatti inselvaticiti nei sistemi insulari possono avere conseguenze drammatiche per le specie ornitiche, sia marine che terrestri. Sono numerosi i casi documentati di estinzioni locali di uccelli marini a causa di questi felini introdotti dall'uomo (Courchamp *et al.* 2003, Lorvelec e Pascal 2005). A Pianosa, dopo la chiusura della Colonia Penale, alcuni gatti sono stati abbandonati ed hanno dato origine ad un nucleo consistente, grazie alle notevoli potenzialità del territorio (prede numerose e assenza di altri mammiferi carnivori). Il gatto può rappresentare una minaccia, in particolar modo, per il gabbiano corso e per i Procellariiformi (cfr. Bourgeois e Vidal 2005). L'obiettivo dell'intervento era l'eradicazione della popolazione, per garantire nell'immediato la rimozione di una delle cause di minaccia per le specie nidificanti di uccelli marini e a lungo termine un incremento delle possibilità di insediamento per altre specie. L'eliminazione di una specie introdotta assicurava inoltre una naturalizzazione dell'intero sistema. La scelta delle metodiche è stata fortemente influenzata dalla necessità di adottare sistemi di cattura incruenti. La normativa nazionale, e nella fattispecie la Legge n. 281/1991 "Legge quadro in materia di animali di affezione e prevenzione del randagismo", vieta il maltrattamento dei gatti che vivono in libertà, che possono essere soppressi soltanto se gravemente malati o incurabili. L'unico intervento ammesso è quello della sterilizzazione ad opera dell'autorità sanitaria competente. Ulteriori indicazioni riguardanti il trasferimento degli animali e le modalità di attuazione sono esplicitati all'art. 12-bis della L.R. Toscana n. 43/1995 "Norme per la gestione dell'anagrafe del cane, la tutela

degli animali d'affezione e la prevenzione del randagismo". Dette limitazioni sono alla base di difficoltà operative incontrate durante lo svolgimento delle operazioni, soprattutto in termini di relazione tra sforzo di cattura ed efficacia di trappolamento. Infatti, sulla base delle numerose e precedenti esperienze in altri contesti insulari, affinché un intervento di eradicazione abbia esito positivo occorre in genere adottare la combinazione di più tecniche, spesso una campagna di distribuzione di esche avvelenate accompagnata dall'utilizzo di trappole tipo "tagliole" o gabbie di cattura, ricorrendo anche all'uso di segugi ed abbattimenti. La notevole capacità di apprendimento e la diffidenza dei gatti possono infatti rendere inefficace l'uso delle trappole a gabbia nei confronti di alcuni individui.

La complessità delle operazioni ha reso necessario il coinvolgimento di diversi operatori, nella maggior parte volontari, coordinati da veterinari e zoologi, personale professionale afferente alla Polizia Provinciale di Firenze e al Corpo Forestale dello Stato, oltre al personale per la logistica. Nel contempo sono state attivate collaborazioni tra le Amministrazioni comunali delle Isole d'Elba e Pianosa, l'Azienda Sanitaria Locale e l'Associazione per la protezione animali (ENPA).

Gli interventi sono iniziati nella primavera 2005, con alcune azioni preliminari, e terminati in dicembre 2007. Dopo una fase preliminare di verifica tecnica delle trappole sul territorio sono state svolte le campagne di cattura, affiancate da sterilizzazione e monitoraggio sanitario dei gatti, loro temporanea detenzione in appositi recinti di cattura e infine trasferimento e rilascio presso colonie feline dell'Isola d'Elba.

ERADICAZIONE DEI GATTI A PIANOSA

Metodi

La tecnica utilizzata è stata quella del trappolamento con gabbie con chiusura a scatto, azionata direttamente dall'animale. Sono state utilizzate trappole di tipo "Havahart" di diverse dimensioni, a doppia o singola entrata. Durante il posizionamento, le gabbie sono state mimetizzate in vario modo, all'esterno e all'interno (Figura 27).



Fig. 27 - Trappola innescata (Foto F. Giannini)

Le trappole sono state testate nella primavera 2005, con una settimana di cattura; i gatti catturati in questo periodo sono stati rilasciati. Quale indice di sforzo di cattura è stato utilizzato il numero di notti per trappola e per l'efficacia di cattura il numero di gatti catturati per notte/trappola.

Complessivamente, sono state effettuate 5 campagne di cattura: 21 marzo - 2 maggio 2006, 3 ottobre - 14 novembre 2006, 6 - 20 marzo 2007, 25 settembre - 16 ottobre 2007, 4 - 19 dicembre 2007. Durante le prime due campagne le gabbie sono state posizionate a gruppi, su strade e sentieri, lungo i nodi di una griglia con maglia di 200 metri circa, più fitte

dove la presenza di gatti risultava maggiore. Il numero massimo di gabbie utilizzate in contemporanea è stato di 28 trappole. Dalla terza campagna il posizionamento delle trappole è stato effettuato solo nelle aree dove venivano rinvenute le tracce. Le esche alimentari, pollo e pesce, sono state sostituite mediamente ogni tre giorni, in relazione al loro grado di deterioramento. Oltre alle esche legate al meccanismo di scatto, è stato utilizzato come richiamo alimentare cibo umido in scatola, sparso sia all'interno che nei dintorni delle gabbie. Le gabbie sono state controllate con una frequenza non inferiore alle due volte al giorno, mattino e sera. I gatti catturati, in attesa del trasferimento all'Elba, venivano mantenuti in appositi recinti (Figura 28).

Le operazioni di sterilizzazione durante la prima campagna sono state eseguite a Pianosa; gli animali sterilizzati, marcati, sono stati immessi in un recinto separato (sempre a Pianosa), dal quale però alcuni esemplari sono sfuggiti (quasi tutti nuovamente catturati in seguito). Dalla successiva campagna di cattura, gli animali sono stati trasferiti all'Isola d'Elba appena possibile, dove sono stati

Fig. 28 - gatti all'interno del recinto di detenzione temporanea (Foto A. Fadda)



ERADICAZIONE DEI GATTI A PIANOSA

sterilizzati e liberati dopo una breve degenza. Tutti gli animali catturati sono sempre stati oggetto di monitoraggio sanitario.

Per stimare la consistenza della popolazione, durante la prima campagna di cattura è stato effettuato il periodico conteggio delle tracce su alcuni percorsi definiti. Complessivamente sono stati individuati 24 percorsi da 1 km, ciascuno dei quali è stato percorso 5 volte nell'arco di 34 giorni, a cadenza settimanale, rimuovendo ogni volta le tracce osservate (escrementi). È stato valutato il numero di escrementi ritrovati per transetto in rapporto al numero di giorni intercorsi tra un conteggio e l'altro (N fatte/gg di esposizione). I totali complessivi per l'isola (N fatte complessive/gg di esposizione complessivi) sono stati messi in rapporto, mediante regressione lineare, con il numero medio di gatti detenuti nel recinto. Per ulteriore confronto, grazie alla ricattura di individui precedentemente sterilizzati, durante la seconda sessione di cattura, è stato calcolato l'indice di Petersen.

Risultati

Le attività di cattura sono state condotte per 134 giorni (esclusa la settimana di sperimentazione), per un totale di 379 giornate/uomo. Durante la prima campagna sono stati presi 43 gatti, di cui 5 di età inferiore a sette mesi.

La densità massima delle trappole posizionate è stata di 2,8 trappole/km², mentre lo sforzo di cattura è stato pari a 654 notti/trappola. Al ritrovamento dei gatti all'interno delle gabbie le esche sono risultate quasi sempre completamente consumate, lasciando presumere un basso livello di stress per l'individuo catturato. Nel corso della seconda campagna sono stati coperti ben 247 punti di cattura, con un massimo di 21 trappole (2,1 trappole/ km²) attive in contemporanea. Lo sforzo di cattura è stato pari a 776 notti/trappola. In questo periodo sono stati catturati 37 individui, di cui 15 giovani e 22 adulti (13 dei quali già sterilizzati e sfuggiti in primavera). Nel corso delle due settimane effettuate nella primavera 2007 sono stati catturati solo 5 gatti, mentre più consistenti sono i risultati dell'autunno successivo (10 gatti con 329 notti/trappola). A dicembre 2007, con uno sforzo di cattura di 232 notti/trappola ed un massimo di 20 trappole attive nella stessa notte, sono stati presi solo altri 3 gatti. La permanenza media su un sito di cattura delle trappole è stata di 3-4 giorni. Nella **Tabella 4** sono riassunti i dati delle differenti campagne, con evidenziato il numero di ricatture di animali già sterilizzati e sfuggiti.

L'efficacia di cattura (**Figura 29**) mostra un andamento decrescente a partire dalla prima campagna di prelievo (durante il trappola-

Tabella 4 - Catture degli individui durante le diverse campagne.

Campagna	Già sterilizzati	Non sterilizzati	Totale
Primavera 2006	-	43	43
Autunno 2006	13	24	37
Primavera 2007	3	2	5
Autunno 2007	0	10	10
Dicembre 2007	1	2	3

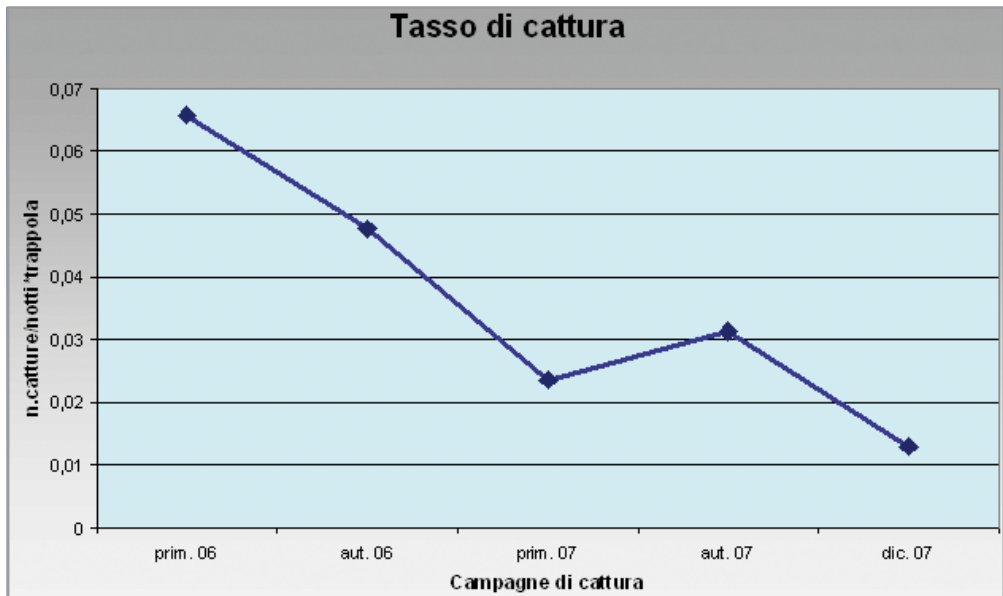
ERADICAZIONE DEI GATTI A PIANOSA

mento sperimentale svolto nella primavera 2005 il tasso di cattura era risultato ancora superiore, pari a 0,11 gatti per notte/trappola), con un'apparente tendenza alla stabilizzazione su valori molto bassi (poco più di 1 gatto ogni 100 notti/trappola).

Relativamente alla stima della consistenza della popolazione, la regressione lineare tra il numero di fatte ritrovate (N fatte/gg esposizione complessivo per l'isola a ca-

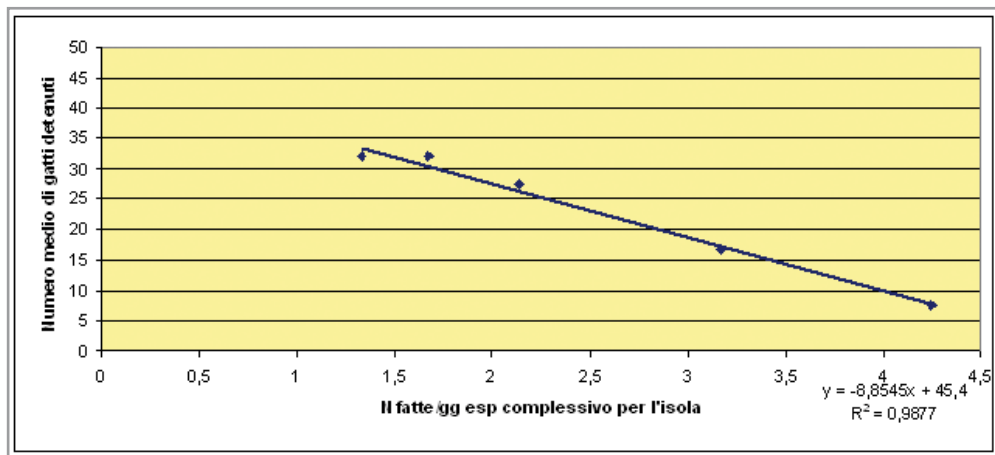
denza settimanale) ed il numero di individui catturati è risultata significativa. Assumendo che nessuna traccia possa essere rilevata in assenza di gatti, la consistenza iniziale della popolazione all'inizio della prima sessione di cattura sarebbe stata di circa 47 individui (**Figura 30**). Utilizzando il metodo della cattura e ricattura in base ai risultati della seconda sessione di cattura, si ottiene una stima di circa 57 gatti.

Fig. 29 - Andamento del tasso di cattura nel corso di tutte le campagne effettuate



ERADICAZIONE DEI GATTI A PIANOSA

Fig. 30 - Andamento del numero di escrementi rilevati lungo i transetti in rapporto al numero di gatti detenuti nel recinto



Conclusioni

Gli interventi per l'eradicazione della popolazione felina sull'Isola di Pianosa hanno permesso di rimuovere 71 gatti nel corso di due anni. Sulla effettiva densità iniziale delle popolazione non erano disponibili informazioni esaustive; comunque le stime

effettuate indicano detto parametro intorno ai 5-6 gatti/km². La **Tabella 5** riassume i risultati conseguiti.

Solo tre degli animali marcati e sterilizzati nel 2006 non sono stati ricatturati (potrebbero essere deceduti). Durante le fasi conclusive dell'ultima sessione sono state rinvenute tracce in tre zone dell'isola. L'intervento non

Tabella 5 - Risultati complessivi delle campagne di cattura

Campagna	Trasferiti	Adottati	Deceduti	Totale
Primavera 2006	0	3	3	6
Autunno 2006	39	7	1	47
Primavera 2007	5	0	0	5
Autunno 2007	7	3	0	10
Dicembre 2007	3	0	0	3
Totale	54	13	4	71

ERADICAZIONE DEI GATTI A PIANOSA

sembra quindi aver raggiunto l'obiettivo di eradicazione, a meno che i pochi animali rimasti sull'isola non siano tutti dello stesso sesso. Detto risultato è comunque estremamente interessante dato che in letteratura, di 48 casi di eradicazione eseguiti, la maggior parte (75%) riguarda isole con superfici inferiori a 5 km² (Nogales *et al.*, 2004).

La bassa efficacia di cattura registrata nel corso dell'ultima campagna lascia presupporre che il sistema non sia effettivamente adeguato per catturare gli ultimi individui, per i quali occorrerebbe adottare altre metodiche, che rispettino tuttavia le vigenti normative. Il notevole impegno di risorse umane rispetto ai risultati di cattura (0,18 gatti per giornata-uomo), fa ritenere in generale la metodica poco adatta per effettuare interventi di eradicazione delle popolazioni feline, persino in sistemi isolati e relativamente piccoli. Grazie al notevole sforzo, comunque, la popolazione di gatti inselvaticiti è stata drasticamente ridotta e si ritiene che con un impegno sostenibile possa essere quantomeno mantenuta anche in futuro su livelli molto bassi.

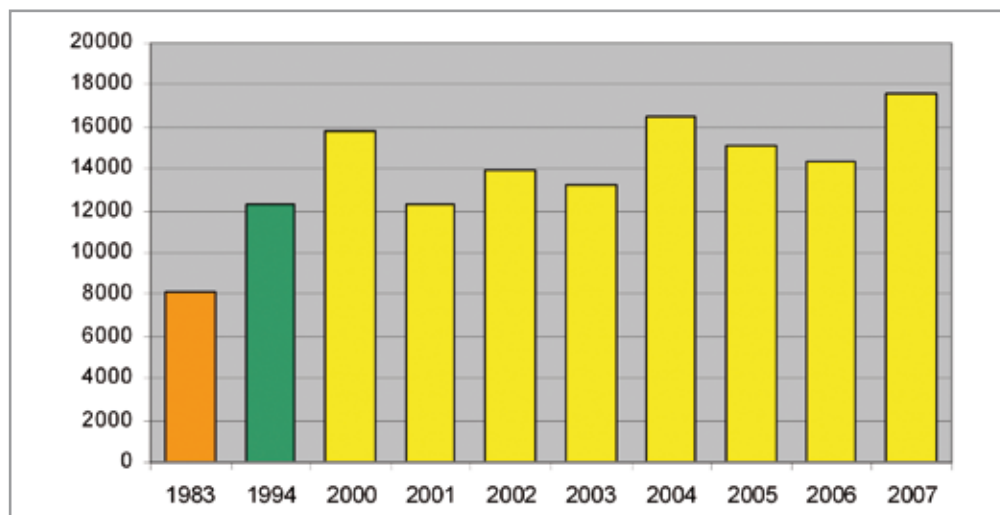
6. Il gabbiano corso e il gabbiano reale nell'Arcipelago Toscano: pochi dell'uno e troppi dell'altro

Nicola Baccetti, Laura Marianna Leone, Paolo Sposimo

Il monitoraggio nell'Arcipelago Toscano delle due specie di Laridi nidificanti – gabbiano reale (*Larus michahellis*) e gabbiano corso (*Larus audouinii*) - inizia negli anni '70 con le prime scoperte di nidificazioni di quest'ultima specie a Capraia da parte del Gruppo Ornitologico Livornese (Meschini *et al.* 1980, Arcamone *et al.* 1986). Per il Gabbiano reale, invece, sebbene la presenza di colonie sia stata accertata sin dai tempi delle indagini di Lord Lilford e di Giacomo Damiani, i primi dati quantitativi relativamente completi sono quelli raccolti nel 1983 per il Progetto Laridae Italia (Fasola 1986). Negli anni successivi, il gabbiano corso ha continuato ad essere monitorato con una certa continuità

(Lambertini 1993), mentre per il reale una nuova indagine completa, ma a carattere episodico, è stata effettuata solo nel 1994 dal Centro Ornitologico Toscano (campagna Livorno II, Arcamone *et al.* 2001). Dal 1998-99 in poi, grazie a due progetti Life Natura e a finanziamenti resi possibili dall'istituzione del Parco Nazionale, il monitoraggio ha potuto proseguire senza interruzioni fino a oggi.

Fig. 31 - Coppie di gabbiano reale nidificanti nell'Arcipelago: nel 1983 (arancio: Progetto Laridae Italia), nel 1994 (verde: dati COT - Campagna Livorno II) e negli anni di esistenza del Parco Nazionale (giallo)



Gabbiano reale

Stima della popolazione e trend

Al momento della prima revisione dei dati toscani (Arcamone *et al.* 2001), la popolazione nidificante insulare si mostrava in fase di chiaro aumento, con le 8150 coppie censite nel 1983 passate a 12.380 nel 1994 (aumento medio annuo: +3,8%) e a 15.950 nel 2000 (aumento medio annuo 1994-2000: +4,3%). Il raddoppio della stima complessiva iniziale è stato conseguito nel 2004 (16.465 coppie), ma il tasso di incremento appare già dal 2000 essersi fortemente ridotto, visto che il totale massimo in assoluto (registrato nel 2007) è ancora di 17.607 coppie e che la media negli anni 2005-2007 è di circa 16.000 coppie.

Distribuzione e consistenza sulle isole

Accanto al dinamismo mostrato dalla po-

polazione complessiva, si sono registrate variazioni molto marcate nella presenza a livello di singole isole (Figura 33).

Nel 1983, Montecristo era l'isola con il maggior numero di coppie, e con Giannutri e Capraia era prossimo ai tre quarti del totale. Negli ultimi tre anni, Giannutri ha assunto un peso proporzionale vicino a quello che aveva in precedenza Montecristo (e valori assoluti ben superiori), Capraia ha mantenuto buona parte della propria importanza e il Giglio è entrato in terza posizione, con effettivi poco inferiori a Capraia (addirittura superiori nell'anno 2007). Tali variazioni, non prive di conseguenze sul piano conservazionistico-gestionale, sono dovute anche a una redistribuzione degli effettivi dettata da motivi trofici (in particolare dall'ubicazione delle discariche in attività) ed ovviamente sono ben descritte dall'andamento delle presenze assolute su ciascuna singola isola (Figura 34).

Successo riproduttivo

Questo parametro demografico è quello che per primo occorre conoscere quando si voglia comprendere la dinamica di una popolazione. Tanto più esso è necessario se la specie, com'è il caso per il gabbiano reale, è già oggetto di interventi di contenimento attivo in buona parte del proprio areale (Francia, Spagna) e potrebbe teoricamente esserlo anche nella realtà toscana. Le informazioni sinora raccolte al riguardo, tuttavia, sono decisamente scarse e riguardano solo isole con popolamenti di importanza secondaria. Ottenere un dato attendibile per isole che ospitano grandi colonie, spesso distribuite lungo le coste senza soluzione di continuità ed estese fino a quote relativamente elevate, è stato finora impossibile. Nella stagione riproduttiva 2007 sono stati censiti i giovani giunti all'età dell'involo su tre isole minori, ottenendo risultati sorprendentemente bassi per una specie con covata di

Fig. 32 - Adulti di gabbiano reale in ambiente urbano a Gorgona: l'uso di risorse e ambienti antropici è una delle chiavi di successo di questa specie endemica dell'area mediterraneo-macaronesica (Foto N. Baccetti).



I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

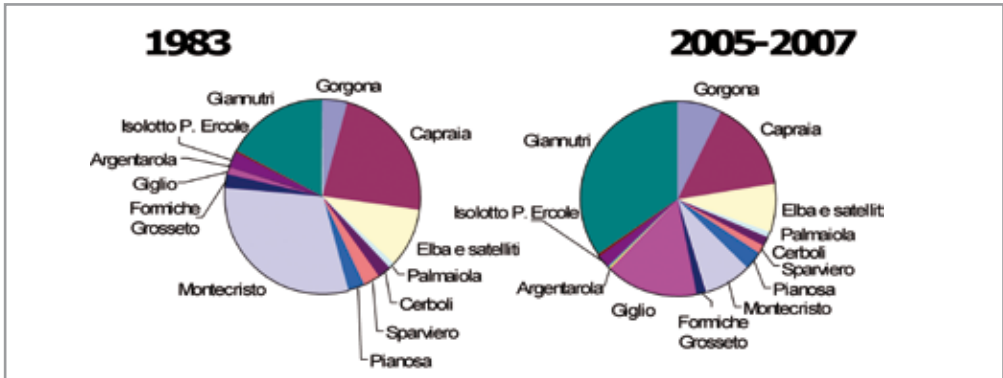


Fig. 33 - Ripartizione sulle diverse isole delle coppie di gabbiano reale nidificanti nel 1983 e nel 2005-2007 (dati medi del triennio). Le isole sono ordinate in senso orario da nord a sud

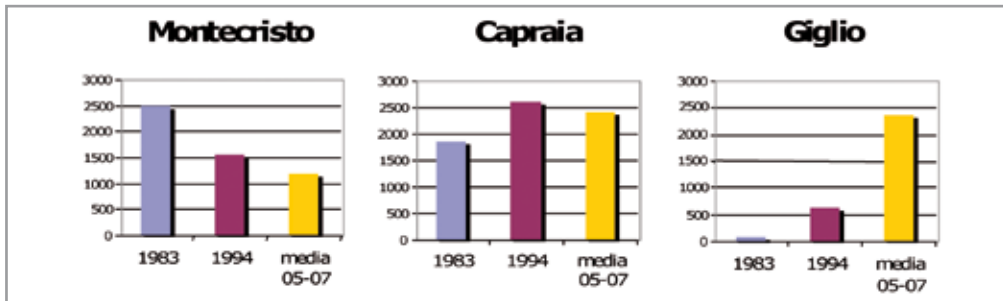


Fig. 34 - Numero di coppie di gabbiano reale su tre isole interessate da andamenti contrastanti

tre uova come valore modale: 0.62 giovani per coppia all'Argentorola (55 da 88 coppie), 0.30 allo Scoglietto di Portoferraio (15 da 50 coppie) e 0.12 alla Scola di Pianosa (10 da 80 coppie). L'impressione che in passato si osservasse localmente un tasso riproduttivo più elevato, e che dunque il 2007 potesse essere un'annata particolarmente negativa, è stata smentita consultando dati inediti relativi agli anni 1991-1994, quando all'Argentorola si involarono annualmente da un minimo di 0.20 giovani per coppia nel 1992

a un massimo di 0.66 nel 1994, e quando anche su altre piccole isole toscane un dato superiore al valore di 1 giovane per coppia fu registrato in una sola occasione alla Formica Grande di Grosseto (113 giovani da circa 100 coppie, nel 1991). Poiché anche altrove nell'areale della specie vengono di regola registrati valori inferiori a 1 giovane per coppia, è chiaro che l'incremento di consistenza della popolazione adulta riproduttrice è reso possibile soprattutto in virtù di altri parametri demografici (elevata longevità, ecc.).

I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

Gabbiano corso**Stima della popolazione e trend**

Il primo accertamento quantificato di una colonia di gabbiano corso in Toscana riguarda, come già accennato, Capraia e risale al 1977, dopo quasi 100 anni caratterizzati da indicazioni solo 'probabili'. Da quest'anno in poi, la lista delle colonie rilevate si è estesa a un totale di 8 isole, oltre a Giannutri ove un insediamento era stato presente negli anni '50, censito molto approssimativamente e rivalutato come reale colonia solo a posteriori (Baccetti 2002). In pratica, i dati disponibili riguardano la totalità delle isole toscane, ad esclusione di Cerboli e di alcuni scogli minori (Tabella 6). Naturalmente, quasi mai l'anno indicato come primo in tabella era in realtà davvero il primo, anche solo nel contesto dei trent'anni interessati dai dati. Forse solo per Pianosa si possono con certezza escludere nidificazioni almeno nei due anni precedenti la scoperta, avvenuta nel 2000.

Nel resto dei casi, infatti, il monitoraggio per molti anni non è stato svolto capillarmente

su tutte le isole, bensì solo in quelle su cui erano state rilevate colonie in precedenza. Da ciò, in tutti i 'primi' casi, la possibilità di presenza era anche anteriore. Negli anni dal 1977 al 1983, in particolare, vi erano interi settori dell'Arcipelago nei quali non erano conosciuti insediamenti e non venivano effettuate ricerche mirate. Per gli anni 1984-1988, invece, i dati – raccolti per lo più da M. Lambertini – sono abbastanza completi da consentire un confronto con la situazione attuale, ma per tutto il decennio seguente (fino al 1998) le informazioni disponibili non consentono di stimare la consistenza totale. Dal 1999 in poi, il monitoraggio del gabbiano corso può dirsi realmente completo e continuo. La **Figura 35** mostra quanto rilevato durante i peripli annuali effettuati lungo tutte le isole toscane. Si nota che il totale complessivo è variato tra 158 e 210 coppie (media 175 per anno), con una lieve tendenza alla diminuzione che è vicina ai limiti della significatività statistica e contraria all'andamento positivo che caratterizza la popolazione globale. Il confronto locale con annate precedenti interessate da copertura

Tabella 6 - La progressiva scoperta delle colonie di gabbiano corso sulle isole toscane

Isola	I° anno	Coppie	Rilevatori
Giannutri	1953	10	Toschi
Capraia	1977	75	Arcamone, Mainardi, Meschini
Palmaiola	1979	51	Brichetti, Cambi, Di Capi
Giglio	1984	25	Lambertini
Gorgona	1988	60	Lambertini
Topi	1988	90	Lambertini
Montecristo	1989	8	Baccetti, Roselli
Elba	1999	56	Baccetti, Serra, Sposimo
Pianosa	2000	52	Baccetti, Melega, Sposimo

I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

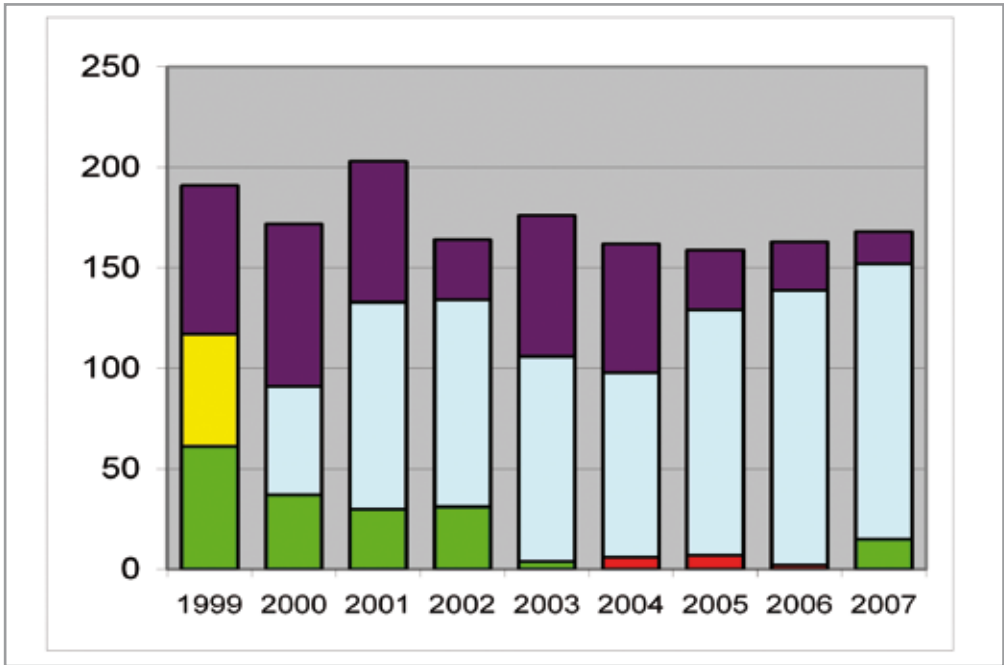


Fig. 35 - Andamento del gabbiano corso in Toscana negli ultimi 9 anni. Giallo: Elba; verde: Capraia; celeste: Pianosa; blu: Giglio; rosso: Gorgona. L'insediamento al Giglio era suddiviso in nuclei ben distinti (lontani anche oltre 100 m) nel 2003 (3 subcolonie), 2006 (3 subcolonie) e 2007 (2 subcolonie); a Pianosa un fatto simile è capitato nel 2001 (2 colonie agli estremi opposti dell'isola)

Fig. 36 - Gabbiani corsi in fase di insediamento a Pianosa. I densi raggruppamenti di questa specie sono fortemente attrattivi per individui di altre specie coloniali che si trovano a transitare in zone (qui, sullo sfondo, una garzetta). (Foto N. Baccetti).



apparentemente completa (1984, 96 coppie a Capraia, Palmaiola e Giglio; 1988, 185 coppie a Gorgona, Capraia e Topi, con assenza certa al Giglio) parrebbe indicare fluttuazioni su valori non molto diversi dagli attuali.

Distribuzione e consistenza sulle isole

Il grafico di **Figura 35**, oltre a mostrare l'andamento complessivo, conferma o quanto meno non contraddice fatti già

I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

noti (Lambertini 1993): esistono variazioni interannuali importanti nella presenza, abbondanza e posizione della colonia su una particolare isola, e la specie è solitamente distribuita in tre insediamenti (uno a nord, uno a sud e uno al centro dell'Arcipelago). Nell'ambito di ciascuno di questi settori geografici, nei 9 anni monitorati, una colonia è sempre stata presente e la scelta dell'isola è risultata reciprocamente esclusiva in ciascun anno. Nel periodo considerato, inoltre, si assiste – nell'ambito del settore nord – alla progressiva diminuzione della colonia di Capraia (Figura 37), al suo spostamento per tre anni a Gorgona, e al recentissimo ritorno a Capraia. Al centro, dopo un inedito insediamento all'Elba (presso Marciana Marina: si veda però Balducci, 1912, per una precedente e forse non casuale presenza proprio in questa zona) nel 1999, la colonia è stata sempre

Fig. 37 - L'ultima colonia di gabbiano corso a Capraia, prima dello spostamento del 2004 a Gorgona. Le 4 coppie si erano insediate sulla cala del porto, a pochi metri dalla Torre S. Francesco e dal paese. La scelta di un ambiente antropizzato, dovuta forse all'alta densità di gabbiani reali nei siti tradizionali, è un fatto raro in questa specie ma già conosciuto (per es. in Corsica)(Foto E. Arcamone)



solidamente insediata a Pianosa, unica isola che ha marcatamente accresciuto negli anni la propria importanza relativa nel contesto regionale (max. 84% nel 2006). Nel settore sud, infine, la colonia è sempre stata presente al Giglio, ove ha mostrato un andamento decrescente dopo il 2001 (quando ha cessato di occupare l'estremo meridionale dell'isola) e una tendenza a suddividersi in piccole subcolonie spesso caratterizzate da basso successo riproduttivo (vedi oltre).

Successo riproduttivo

Si sono registrati casi di fallimento totale della colonia e abbandono prima della schiusa delle uova nel 22% dei 18 insediamenti annuali controllati nei settori centrale e meridionale dell'Arcipelago: in 3 anni al Giglio (2001, 2005, 2007) e nel 1999 all'Elba. Mentre per il Giglio la causa più probabile può essere imputata a fattori legati alla disponibilità trofica, per l'Elba non si può escludere un caso di predazione totale o di eccessivo disturbo, visto il maggior grado di antropizzazione di quest'isola e la presenza di predatori introdotti (in particolare cinghiali). Nei restanti 14 casi di insediamento, la nidificazione si è conclusa a Pianosa con involo di frazioni di giovani variabili tra 0.05 giovani/coppia (2004: predazione pressoché totale, probabilmente dovuta a gatti inselvatichiti e falco pellegrino) e 0.69 (2005: predazione accertata da falco pellegrino); al Giglio il successo riproduttivo è invece variato tra 0.20 (2002: possibile predazione da corvo imperiale *Corvus corax* e falco pellegrino) e 0.58 (2006). In diversi casi (Pianosa 2000, 2002, 2003; Giglio 1999, 2000, 2003) i dati disponibili indicano solo che non vi è stato un fallimento totale, ma l'entità del successo non ha potuto essere quantificata con precisione. Per quanto riguarda il settore nord dell'Arcipelago, per tutto il periodo si dispone al massimo di informazioni di successo non

I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

quantificabile (Capraia 1999, 2000; Gorgona 2006) oppure non si ha alcun dato sull'esito (Capraia 2001, 2002, 2003; Gorgona 2004, 2005); ma per il 2007 è certo il fallimento completo della colonia di Capraia.

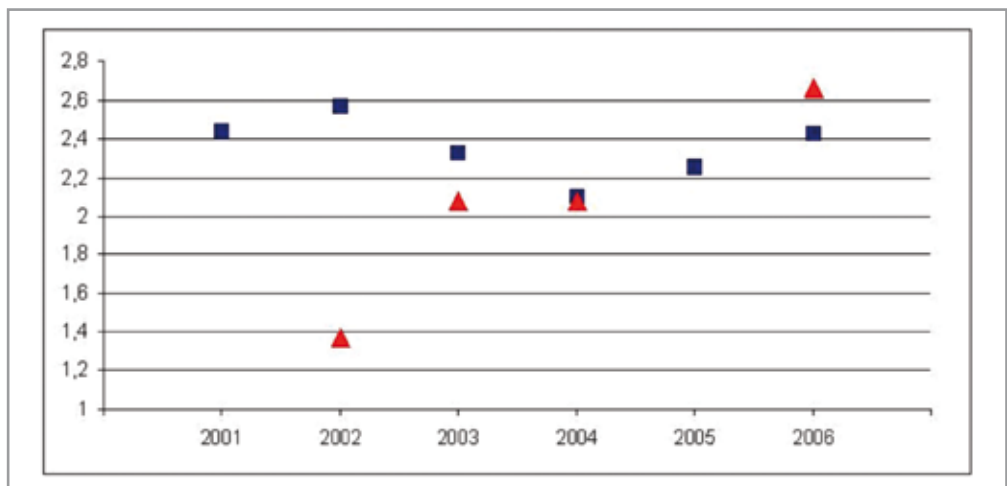
Medie di 0.42 giovani prodotti per coppia in tre anni di nidificazioni riuscite al Giglio e di 0.35 su cinque a Pianosa appaiono decisamente basse a fronte del fatto che il numero medio di uova deposte su queste stesse isole è stato quasi sempre superiore a 2 per nido (Figura 38), come tipico della specie.

La causa del mancato involo di un numero corrispondente di giovani è essenzialmente dovuta a fenomeni di regolare predazione, sia sulle uova (corvo imperiale al Giglio e Capraia, cornacchia grigia a Pianosa), che su adulti e pulcini di età superiore ai 7-10 giorni (da parte del falco pellegrino, sia a Pianosa che al Giglio: Figura 39). Mentre l'impatto dei corvidi non è mai stato rilevato

in proporzioni allarmanti (max. al Giglio nel 2004 ad opera di una coppia di corvo imperiale che faceva gioco di squadra: peraltro in quell'anno giunsero all'involo giovani in numero assai vicino alla media), quello dei falchi appare un fatto preoccupante, benché ovviamente del tutto naturale. Sia nel 2005 che nel 2006, la quotidiana cattura di pulcini da parte di giovani falchi è cessata del tutto con l'allestimento sperimentale di uno spaventapasseri posizionato molto in vista, a qualche decina di metri dalla colonia di Pianosa, che ha permesso di risparmiare i giovani superstiti (Figura 40). Questo accorgimento non è stato tuttavia efficace nel 2007 per ragioni non chiare, forse per la posizione inidonea.

Gli insuccessi dovuti alla regolare predazione, uniti ai saltuari episodi di fallimento/abbandono in massa delle colonie, hanno avuto nel decennio un'incisività che lascia

Fig. 38 - Dimensioni della covata (numero medio di uova per nido) nelle colonie di gabbiano corso di Pianosa (quadrati) e Giglio (triangoli). Date di rilevamento comprese fra il 3 e il 23 maggio. Non sono stati considerati per le medie i nidi vuoti se la schiusa era già iniziata



I GABBIANI NIDIFICANTI NELL'ARCIPELAGO TOSCANO

Fig. 39 - Adulto di gabbiano corso in colonia al Giglio, con giovane di circa 25 giorni di età: questa è la fase di sviluppo più critica nei confronti dei falchi pellegrini che, atterrando in colonia, fanno cessare l'allarme da parte degli adulti e riescono a catturare (cibandosene minimamente) numeri elevati di queste grandi e goffe prede (Foto *N. Baccetti*)



Fig. 40 - Lo spaventapasseri anti-falco, al suo primo impiego nella colonia di Pianosa nel giugno 2005. Sull'isola nidificano annualmente fino a 7 coppie di Falco pellegrino (Foto *N. Baccetti*)



supporre che non molti individui di origine locale siano giunti o giungano in futuro ad essere reclutati dalla popolazione riproduttiva. Ma poiché non vi sono motivi di ritenere che la situazione fosse migliore in un recente passato, si deve supporre che l'attuale relativa stabilità degli effettivi si sia mantenuta tale grazie a un costante apporto di individui nativi di altre zone e/o grazie a un modello demografico caratterizzato da elevatissimo tasso di sopravvivenza in età adulta, tale da tamponare il basso reclutamento annuale di nuovi riproduttori. Quest'ultimo fatto è reale e ben noto per la specie: ma anche l'influsso di adulti di diversa origine, divenuti ormai fedeli alle fallimentari colonie toscane, è un fatto provato dal controllo anche ripetuto di 'stranieri' insediati a Pianosa (12 individui sardi, un corso e uno spagnolo), al Giglio (due corsi, un sardo e uno spagnolo: **Figura 41**) a Capraia (un corso) e addirittura nella minuscola colonia di Gorgona del 2006 (un sardo, che aveva nidificato in anni precedenti su un'isola del Capo Corso) e che nel 2007 si è poi trasferito a Pianosa).

Fig. 41 - L'adulto di gabbiano corso inanellato AAUT, nato in Spagna sul Delta dell'Ebro e nidificante al Giglio nel 2004 (Foto *N. Baccetti*)



7. Piano per la tutela dei potenziali siti di nidificazione del gabbiano corso (*Larus audouinii*)

Nicola Baccetti, Michele Giunti, Laura Marianna Leone, Paolo Sposimo

Il gabbiano corso (*Larus audouinii*), specie endemica del Mediterraneo, ha uno stato di conservazione 'Near Threatened' e al contempo – da circa trent'anni – una marcata tendenza all'aumento della propria popolazione globale: questo apparente paradosso è dovuto all'estrema concentrazione della popolazione stessa. Oltre la metà degli individui vivono in una singola colonia sul delta dell'Ebro, e oltre l'80% in un singolo Paese: la Spagna. La situazione complessiva è stata anche recentemente (2006) esaminata in merito all'eventuale opportunità di ridurre

la categoria di rischio della specie. Tuttavia, ancora una volta, ha prevalso la considerazione dell'estrema pericolosità di una popolazione così concentrata, vulnerabile a eventi stocastici anche naturali ma soprattutto fortemente dipendente dalle attività di conservazione e gestione della specie stessa e di altre componenti dell'ambiente che essa occupa.

Nell'Arcipelago sono solitamente presenti tre colonie, una per ciascuno dei settori settentrionale, centrale e meridionale, con fluttuazioni interannuali abbastanza marcate

Fig. 42 - Gabbiano corso (Foto A. De Faveri)



TUTELA DEL GABBIANO CORSO

e frequenti spostamenti delle colone; nell'ultimo periodo (dati 1998-2005) la consistenza della popolazione corrispondenti mediamente al 21% della popolazione rilevata in Italia nello stesso periodo. Le colonie si presentano come densi assembramenti di individui riuniti in pochi metri quadrati di territorio costiero: la densità è visibilmente superiore a quella degli insediamenti del gabbiano reale (*Larus michahellis*), l'unica altra specie di laride presente sulle isole mediterranee, e fa sì che eventuali azioni di disturbo anche involontario possano facilmente compromettere il successo riproduttivo dell'intera colonia.

Le abitudini nomadiche delle colonie riproduttive di gabbiano corso rendono estremamente difficile la protezione dei siti di nidificazione, sia che si vogliano istituire aree protette ad hoc, sia che si tratti di integrare i normali strumenti di pianificazione territoriale con specifiche misure di tutela. Un capillare monitoraggio (relativamente costoso) effettuato all'inizio della stagione riproduttiva è stato, finora, l'unico metodo per giungere in molti casi a provvedimenti temporanei di tutela delle zone annualmente occupate da colonie. Le caratteristiche dei siti di insediamento sono risultate in passato estremamente variabili in Toscana non solo geograficamente, ma anche quanto a caratteristiche microambientali come esposizione, substrato, vegetazione ecc. (Lambertini 1993); una loro caratterizzazione che consentisse un certo grado di prevedibilità delle future posizioni degli insediamenti non è stata sinora ottenuta.

Obiettivi

Il presente documento, risultato di un'analisi effettuata con l'ausilio di strumenti GIS, ha lo scopo di definire un nuovo modello geografico delle colonie toscane utilizzando parametri ambientali (sia di origine naturale che antropica) a fronte di una serie tempora-

le ormai relativamente ampia di informazioni storiche e attuali sui siti occupati da questa specie. Tre sono gli obiettivi, fra di loro strettamente collegati:

- I. Individuazione delle aree potenzialmente adatte all'insediamento delle colonie di gabbiano corso;
- II. Individuazione dei principali fattori di criticità direttamente o indirettamente legati alle attività umane;
- III. Definizione delle misure di conservazione necessarie e delle relative modalità di attuazione.

In questa sede non sono state descritte in dettaglio le problematiche della possibile riduzione di risorse trofiche legata al depauperamento degli stock ittici, causa di minaccia che, nell'Arcipelago, potrebbe avere un notevole peso nei confronti di questa specie ma che esula dagli obiettivi del presente documento, e l'impatto dei predatori "naturali" (corvo imperiale *Corvus corax* e soprattutto falco pellegrino *Falco peregrinus*); sono state comunque previste azioni specificamente indirizzate a tali problematiche.

Individuazione delle aree idonee per la nidificazione

Il gabbiano corso si insedia per la riproduzione solitamente in ambienti molto prossimi al mare (comunque al riparo dall'azione delle onde anche eccezionali), con un variabile grado di copertura vegetale e pendenza. In presenza di macchia mediterranea densa e alta più di mezzo metro privilegia situazioni ecotonali (margini, radure). Può occupare anche zone pietrose relativamente spoglie, nonché tafoni e cenge in falesia, in ogni caso caratterizzati da assenza di predatori terrestri di dimensioni medio-grandi (cani, volpi, cinghiali ecc.).

Le colonie possono talvolta insediarsi anche in siti artificiali posti ai margini di aree con intenso disturbo antropico, in apparenza del tutto inospitali; in realtà proprio l'uomo li



Fig. 43 - Osservazioni a distanza alla colonia di gabbiano corso di Punta del Grottone a Pianosa (Foto *P. Sposimo*)

rende favorevoli per l'assenza di predatori e competitori (gabbiani reali). Casi esemplificativi sono la colonia che da tempo si insedia regolarmente sul frangiflutti di un molo del porto militare presso Ajaccio (Recorbet 2007), che ha superato in diversi anni le 30 coppie, e le 2-3 coppie che hanno tentato di riprodursi (non noto se con successo) presso la torre affacciata sul porto, al margine del paese di Capraia.

Per l'individuazione delle aree potenzialmente adatte all'insediamento di colonie di questa specie nell'ambito dell'Arcipelago Toscano si è scelto di non prendere in considerazione i casi sporadici di insediamento in siti antropizzati, in quanto non prevedibili e in ogni caso marginali per la conservazione della metapopolazione locale.

Le variabili utilizzate per valutare l'idoneità delle coste dell'Arcipelago Toscano per il

gabbiano corso sono di seguito descritte.

Disturbo antropico da terra

La presenza/assenza di un significativo livello di disturbo antropico nei tratti di costa raggiungibili – e raggiunti – da terra, sembra essere un elemento determinante nella distribuzione dei siti naturali occupati dal gabbiano corso. Le aree costiere dove la presenza antropica è regolare (tratti costieri con insediamenti abitati o attigui alla rete viaria, spiagge o cale raggiungibili dalla strada o da brevi sentieri, ecc.), infatti, non sono mai state occupate da colonie. E' da notare che al momento dell'insediamento delle colonie (marzo-aprile) la presenza antropica tipicamente balneare ed estiva è pressoché inesistente: la specie evita dunque, sulla base delle esperienze relative

TUTELA DEL GABBIANO CORSO

ad anni precedenti, di insediarsi in aree che solo nelle settimane a seguire verranno disturbate. Per l'Elba, l'individuazione delle aree "a limitato disturbo antropico" è stata fatta in modo solo indicativo in quanto al loro interno vi sono verosimilmente tratti con un livello di disturbo eccessivo per il gabbiano corso; la diffusa presenza nell'isola di strade litoranee o che arrivano in prossimità della costa, infatti, richiederebbe un'analisi ben più complessa e approfondita di quella effettuata in questa sede.

Presenza di colonie di gabbiano reale

Il gabbiano reale condivide – in maniera maggiormente diffusa - le medesime zone di nidificazione del gabbiano corso ed ha un calendario riproduttivo anticipato di almeno un mese (Serra *et al.* 2001). Esiste tra le due specie, soprattutto su isole medio-piccole e facilmente saturabili, una forma di competizione territoriale nettamente a favore della specie più abbondante e precoce, nonché un probabile effetto deterrente dei grossi insediamenti di quest'ultima, che può occasionalmente trasformarsi anche in cleptoparassita e predatrice nei confronti del gabbiano corso.

In Sardegna è stato osservato come la scelta delle piccole isole su cui il gabbiano corso si insedia avviene in misura inferiore rispetto alla disponibilità ove si registrino presenze di gabbiano reale superiori alle 12 cp/100 m di costa (G. Serra *ined.*). Dal confronto della distribuzione delle colonie di gabbiano corso note per l'Arcipelago Toscano dal 1978 al 2007 rispetto all'abbondanza del gabbiano reale (Figura 45), si evince come le colonie ricadano in tratti che attualmente sono interessati da densità di gabbiano reale inferiore a 20 cp/100 m, con una sola eccezione per una colonia "storica" di Capraia (1978) in anni in cui gli effettivi di gabbiano reale erano comunque ben diversi dagli attuali. Appare rilevante evidenziare che nelle isole

dove l'abbondanza del gabbiano reale risulta ovunque inferiore a 20 cp/100 m (Giglio, Pianosa), le colonie di corso si insediano nei tratti dove la specie congenera è più numerosa, a conferma del fatto che le preferenze ambientali sono simili.

Disturbo causato dalle imbarcazioni da diporto

La presenza e soprattutto la sosta prolungata di imbarcazioni nelle immediate vicinanze delle colonie di gabbiano corso può causare il mancato insediamento o l'abbandono (in particolare nelle prime fasi del periodo riproduttivo) oppure può ridurre il successo riproduttivo (Serra *et al.* 2001). I tratti di costa caratterizzati da forte presenza di imbarcazioni, a medio o a lungo termine, possono quindi risultare del tutto inidonei per la specie in esame (pur rimanendo idonei per il gabbiano reale, il cui ciclo riproduttivo è anticipato di 30-45 gg e si sovrappone meno, quindi, con la stagione turistica).

Per valutare l'intensità del disturbo causato dal turismo nautico, è stata svolta un'appro-

Fig. 44 - Intenso disturbo nautico a Giannutri (Foto P. Sposimo)



TUTELA DEL GABBIANO CORSO

sita indagine che ha riguardato le isole di Capraia, Giglio, Cerboli, Palmaiola e due piccoli tratti dell'Elba potenzialmente idonei per il gabbiano corso (uno comprendente il sito occupato nel 1999). L'isola di Giannutri e la gran parte delle coste dell'Elba (ma per quest'ultima cf. oltre) non sono state esaminate perché ritenute, per motivi diversi, poco ospitali per il gabbiano corso, mentre per ovvi motivi non sono state esaminate le isole con navigazione interdotta. I dati raccolti mediante sopralluoghi durante tutto il periodo estivo sono stati riportati agli stessi tratti di costa utilizzati nei routinari censimenti del gabbiano reale (a volte di lunghezza superiore a 1 km); gli indici delle frequentazione turistica riferiti a detti settori, consentono una prima grossolana valutazione delle possibili correlazioni tra disturbo antropico e localizzazione delle colonie di gabbiano corso. Infatti anche se la variabile "intensità del turismo nautico" non appare discriminante per la localizzazione del laride nell'Arcipelago, è però possibile che l'abbandono di alcuni siti occupati in passato (Isola dei Topi, Palmaiola) sia almeno in parte dovuto all'incremento del disturbo nautico. Appare inoltre probabile che un livello medio-alto di disturbo possa incidere sul comportamento del gabbiano corso, accentuando il fenomeno del nomadismo (Giglio), provocando una frammentazione delle colonie (Giglio), casi di insediamento solo parziale degli individui presenti all'inizio della stagione riproduttiva (Capraia, Giglio) e svariati eventi di abbandono (Giglio) e/o fallimento della nidificazione (Capraia, Giglio). Tali problemi potrebbero essere imputabili a un'azione congiunta del disturbo nautico e dell'aumento numerico del gabbiano reale. La categorizzazione dei tratti costieri effettuata relativamente ai parametri più sopra descritti può portare, con un approccio sintetico, a definire le zone di maggiore idoneità per il gabbiano corso, ossia quelle in cui è più verosimilmente da attendersi in futuro la

presenza di colonie. Queste sono scaturite a seguito dell'attuazione delle seguenti operazioni:

- esclusione dei tratti di costa inadatti per l'eccessivo disturbo antropico: centri abitati, aree con case sparse o con strade adiacenti alla costa (con l'eccezione di Pianosa, dove anche in presenza di viabilità costiera il disturbo è ridottissimo e le strade comunque sono poco più che sentieri), porti, spiagge e altre aree con forte pressione del turismo balneare;
- esclusione dei tratti caratterizzati da presenza di gabbiano reale nidificante oltre le 20 coppie/100 m di costa (dati riferiti al censimento 2007) (**Figura 45**);
- i tratti costieri rimanenti – potenzialmente idonei – sono stati suddivisi, in base all'intensità del disturbo causato dalla presenza di imbarcazioni da diporto, nelle seguenti tre categorie:
 - a. assenza di criticità per turismo nautico;
 - b. bassa criticità per turismo nautico;
 - c. media o elevata criticità per turismo nautico.

Dall'analisi effettuata risulta che nelle isole dell'Arcipelago vi sono circa 134 km (48% dello sviluppo costiero complessivo) di costa che hanno caratteristiche potenzialmente idonee al gabbiano corso (**Figura 46**). Come sopra accennato, però, in buona parte delle coste "idonee" dell'Elba, in realtà, il disturbo antropico "da terra" potrebbe essere eccessivo per l'insediamento di colonie. Inoltre, sempre per l'Elba vi è un'ulteriore variabile da considerare: la presenza di un'abbondante popolazione di cinghiale (*Sus scrofa*), presente quasi ovunque. Tutte le aree frequentate in modo più o meno regolare dai cinghiali sono in pratica inutilizzabili per i gabbiani, che possono riprodursi con successo solo in falesie o comunque in tratti con pendenza molto elevata. Nell'ambito di quest'isola, quindi, le aree effettivamente idonee al gabbiano corso sono probabilmente assai

TUTELA DEL GABBIANO CORSO

Fig. 45 - Densità del gabbiano reale nidificante nelle isole del Parco Nazionale Arcipelago Toscano

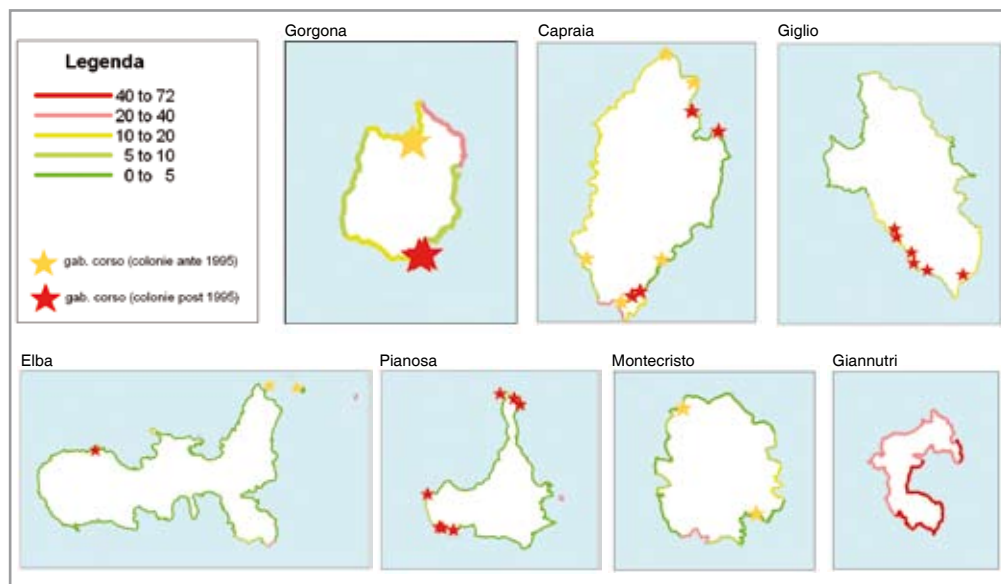
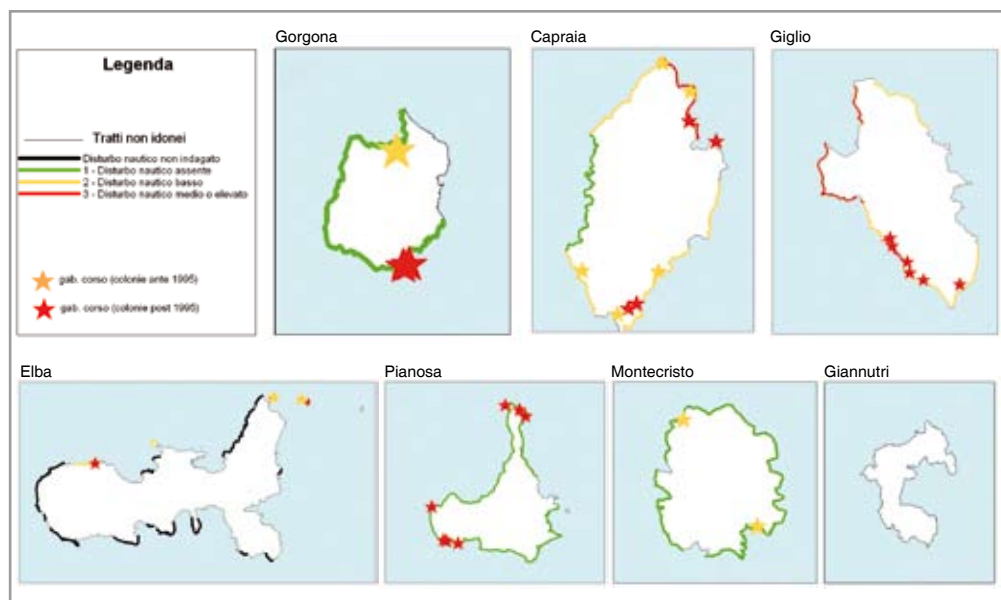


Fig. 46 - Aree idonee alla nidificazione del gabbiano corso nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano



TUTELA DEL GABBIANO CORSO

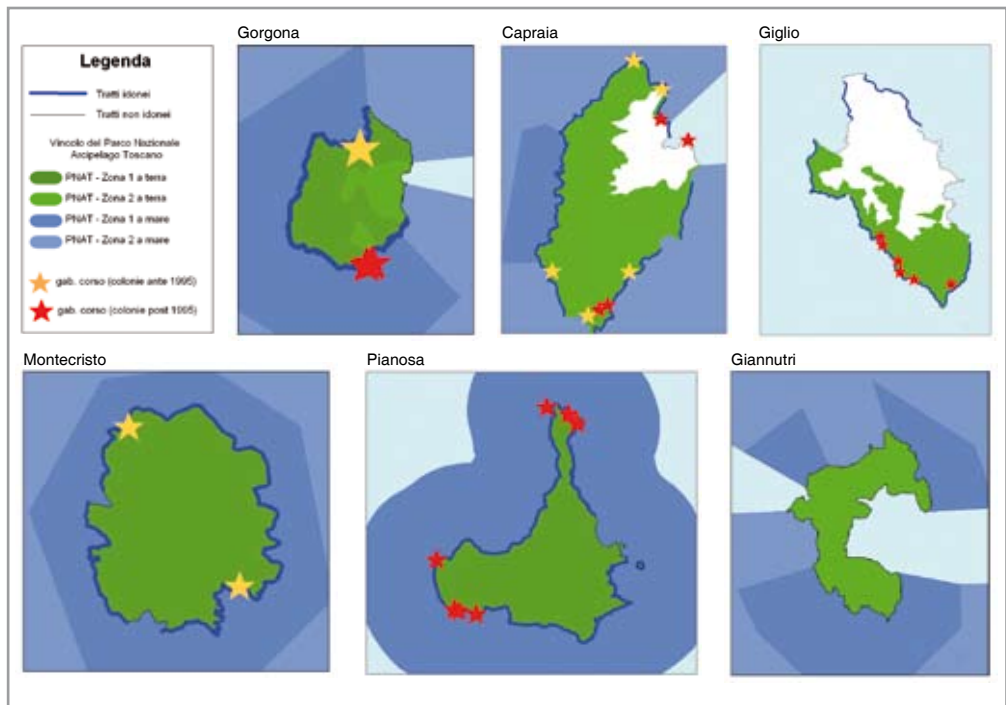
poche e tutte di estensione limitata, ma la loro individuazione richiederebbe analisi più approfondite (esame di dettaglio della viabilità, selezione dei tratti con pendenza elevata, ecc.).

Esclusa l'Elba, le coste idonee alla riproduzione del gabbiano corso hanno una lunghezza complessiva di 85 km. Di questi, 44 km (il 52 % dei tratti idonei) non presentano criticità rispetto al disturbo antropico (interdetti alla libera navigazione in base alla normativa vigente), 28 km (il 33 % dei tratti idonei) hanno un basso livello di criticità perché poco frequentati per ragioni diverse (es. zone critiche per l'ormeggio, difficoltà di sbarco, ecc.), 13 km (15 % dei tratti idonei)

invece sembrano presentare un significativo livello di criticità rispetto al disturbo diportistico.

Complessivamente, sempre escludendo l'Isola d'Elba, il 94 % dei tratti costieri idonei al gabbiano corso ricade nel territorio del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano, mentre il 76% dei corrispondenti tratti marini rientra nelle aree protette dello stesso Ente o in aree con restrizioni alla libera navigazione per presenza di colonie penali (Figura 47).

Fig. 47 - Rapporto tra le aree idonee per la nidificazione del gabbiano corso e le forme di tutela del PNAT (NB: l'Isola d'Elba è stata esclusa dalla valutazione per motivi specificati nel testo)



Indicazioni gestionali e azioni dirette

Di seguito vengono elencate e brevemente descritte le misure di conservazione da adottare per la tutela del gabbiano corso nell'Arcipelago, in buona parte già da tempo messe in atto. Relativamente alla prima misura, il carattere pianificatorio o regolamentare necessita di livelli decisionali che coinvolgono Amministrazioni locali e centrali.

Indicazioni per la pianificazione e regolamentazione generale del territorio

Per i tratti di costa dell'Arcipelago risultati idonei all'insediamento di colonie appare auspicabile:

- l'inserimento *in toto* nella perimetrazione terrestre del Parco;
- per la fascia marina antistante a questi stessi tratti, fino a una distanza minima di 300 m, l'inserimento nell'Area Marina Protetta di probabile prossima istituzione; il tratto di costa dell'Isola del Giglio che più spesso ha ospitato le colonie negli ultimi anni (zona di Cala del Corvo) dovrebbe essere classificato come zona "1", a massima tutela, mentre negli altri tratti è sufficiente l'istituzione di divieti temporanei di navigazione (aprile – metà luglio) in caso di insediamento di colonie.

Ricerca dei siti annualmente occupati dalle colonie di gabbiano corso, censimento e stima del successo riproduttivo

Il monitoraggio viene effettuato da imbarcazione nel mese di aprile su tutte le zone risultate idonee all'insediamento della specie. Una volta localizzate le colonie, queste vengono visitate via terra alla metà di maggio per il censimento accurato dei nidi e per la raccolta della prima parte dei dati utili per la

stima del successo riproduttivo. Quest'ultimo verrà calcolato in base ai risultati di un terzo sopralluogo effettuato nella seconda metà di giugno e, solo per le colonie più numerose, di un ulteriore sopralluogo nel mese di luglio.

L'azione deve essere proseguita a tempo indefinito, fatte salve eventuali modifiche che si rendessero necessarie a seguito di fatti imprevisti.

Censimento della popolazione di gabbiano reale

L'attività è analoga alla prima parte dell'azione relativa al gabbiano corso (monitoraggio da imbarcazione) ma deve essere esplicitata sulla totalità dello sviluppo costiero dell'Arcipelago e non ogni anno: inizialmente si prevede una cadenza biennale.

L'azione deve essere proseguita a tempo indefinito, fatte salve eventuali modifiche che si rendessero necessarie a seguito di fatti imprevisti.

Istituzione di divieti temporanei di accesso e/o sbarco

L'istituzione di divieti temporanei di accesso/sbarco nelle aree risultate occupate dal Gabbiano corso (solo nei casi in cui ciò venga ritenuto necessario) sarà abbinata – per quanto riguarda il solo accesso via terra - all'installazione di appositi cartelli segnaletici e al posizionamento di barriere/ostacoli spostabili, aventi funzione rafforzativa rispetto ai cartelli; tali attività dovranno essere realizzate entro il mese di aprile, non appena siano disponibili i risultati della prima fase dell'azione rivolta al monitoraggio delle colonie.

L'azione deve essere proseguita a tempo indefinito, fatte salve eventuali modifiche che si rendessero necessarie a seguito di fatti imprevisti.

Segnalazione delle aree critiche per la sosta di imbarcazioni a noleggiatori e operatori navali turistici

Verrà svolta annualmente, in contemporanea all'istituzione dei divieti di accesso/sbarco; si farà uso anche di apposito materiale informativo (volantini riproducibili in proprio dall'Ente Parco).

L'azione deve essere proseguita a tempo indefinito, fatte salve eventuali modifiche che si rendessero necessarie a seguito di fatti imprevisti.

Sessioni una tantum di osservazione per la verifica del successo riproduttivo

Stanti i recenti e purtroppo non episodici fallimenti in massa della riproduzione dei gabbiani corsi nelle colonie toscane, si prevede di effettuare *una tantum* alcune sessioni prolungate di osservazione, utili comunque a raccogliere dati biologici o demografici ma soprattutto necessarie a rilevare la presenza/incisività di fattori di disturbo che possano essere causa o concausa dei fallimenti. In assenza di impianti di videosorveglianza, la cui possibile installazione è attualmente in fase di studio, il controllo richiede la permanenza di un rilevatore volontario che realizzi 5 giornate di osservazione a distanza in una colonia prescelta durante il termine della fase di incubazione (fine maggio) ed altrettanto all'inizio del periodo di allevamento (giugno).

L'azione deve essere svolta in almeno un anno.

Chiusura permanente al transito di autoveicoli di un tratto di strada litoranea a Pianosa

La chiusura permanente al transito di autoveicoli riguarda un breve tratto di strada litoranea (1,1 km), già oggi quasi impraticabile, nella zona sud-occidentale dell'isola di Pianosa; la chiusura, che verrà realizzata semplicemente ostruendo i due accessi, non influenza l'attività degli automezzi di servizio in quanto resta percorribile la strada parallela che si trova a poche decine di metri di distanza. Lo scopo dell'azione è quello di rendere utilizzabile per la nidificazione un ampio tratto di costa attiguo a siti già utilizzati.

Analisi dettagliata per l'individuazione dei tratti di costa dell'Elba potenzialmente idonei per l'insediamento di colonie

Come precedentemente illustrato, la presenza del cinghiale e la capillare rete viaria rendono gran parte della costa dell'Elba non adatta all'insediamento di colonie, con l'eccezione di alcuni tratti di costa alta di limitata estensione. Poiché per alcuni di questi tratti potrebbe essere opportuno individuare specifiche misure di tutela (inclusa una possibile inclusione nella futura Area Marina Protetta dei tratti marini antistanti), appare necessario lo svolgimento di un'analisi di dettaglio per la loro individuazione.

Svolgimento di azioni di dissuasione per ridurre la predazione da parte del falco pellegrino

A partire dalla stagione riproduttiva 2005, durante la quale è stata osservata la sistematica predazione dei pulcini di gabbiano corso della colonia di Pianosa da parte di alcuni individui di falco pellegrino, è stato realizzato in loco uno spauracchio, tipo "spa-

ventapasseri”, che apparentemente portò ad un’immediata cessazione della predazione stessa. L’intervento è stato ripetuto nel 2006, apparentemente con successo, e nel 2007, questa volta invece senza esito positivo (successo riproduttivo quasi azzerato), forse a causa del mancato ulteriore avvicinamento dello spauracchio alla colonia quando sono iniziati gli eventi di predazione.

Per i prossimi anni, si prevede la ripetizione dell’intervento nella colonia di Pianosa, questa volta con 2 spauracchi (uno realizzato in modo artigianale e uno “professionale”), e, in assenza di impianti di videosorveglianza, lo svolgimento di alcuni sopralluoghi nel corso del periodo di allevamento dei pulcini, per verificare l’efficacia dell’intervento di dissuasione ed eventualmente avvicinare gli spauracchi alla colonia.

Lo spauracchio “professionale” (pupazzo che si gonfia e sgonfia a intervalli di tempo prefissati) potrà essere sperimentato anche per azioni mirate a impedire/ridurre l’inseguimento del gabbiano reale in siti idonei al gabbiano corso, da effettuare molto prima che quest’ultima specie giunga nell’isola (gennaio-febbraio).

Prosecuzione indagini sulla dieta

A partire dal 2003 vengono raccolti resti alimentari nelle colonie di gabbiano corso al fine di descriverne la dieta nell’area in esame, ma a oggi i dati raccolti sono ancora insufficienti.

Si prevede quindi, allorché si verificheranno le condizioni adatte (colonie numerose con buona produttività, localizzate in siti dove la cattura dei pulcini è possibile e non presenta rischi per l’incolumità degli stessi), di procedere a ulteriori raccolte di resti alimentari, da abbinarsi con marcatura dei pulcini con anelli leggibili a distanza. Il materiale ottenuto sarà sottoposto all’esame di ittiologi esperti.

8. Bibliografia

Arcamone E., Baccetti N., Leone L., Melega L., Meschini E. & Sposimo P., 2001

Consistenza ed evoluzione della popolazione di gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* nidificante nell'Arcipelago Toscano. *Avocetta*, 25: 142.

Arcamone E., Lambertini M. & Meschini E., 1986

Il gabbiano corso *Larus audouinii* Payr. nidificante all'Elba e a Capraia (Arcipelago Toscano): 1977-1983. *Quaderni Mus. St. Nat. Livorno* 7: 93-98.

Baccetti N., 1994

Uccelli marini nidificanti sull'Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). *Quad. Mus. St. Nat. Livorno* 13: 23-29.

Baccetti N., Dall'Antonia L., Magnani A., Serra L., 2000

Foraging routes of Audouin's Gull *Larus audouinii* from two Sardinian colonies. In: YÉSOU P. & SULTANA J. (eds) *Proceedings 5th Medmaravis Symposium*, Env. Prot. Dept., Malta, 150-158.

Baccetti N., 2001

La distribuzione riproduttiva storica del gabbiano corso, *Larus audouinii*, in Italia, quale fonte di informazioni utili per la conservazione della specie. *Riv. Ital. Orn.* 71(2): 103-113.

Baccetti N., 1989

Notizie sull'avifauna nidificante a Pianosa (Arcipelago Toscano). *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno*, 10: 77-90.

Balducci E., 1912

La cattura di un *Larus audouinii* Payr. a Marciana Marina. *Riv. ital. Ornit.* 2 (1): 34-35.

Bonnaud E., 2004

Écologie alimentaire du chat haret *Felis catus*, prédateur introduit sur les Îles d'Hyères. Diplôme d'études supérieures, Université Paul Cézanne, Faculté des Sciences et Techniques de St Jérôme.

Bourgeois K., Vidal E., 2005

Ecologie et conservation d'un oiseau marin endémique de Méditerranée, *Puffinus yelkouan*. Prédation par le chat haret et sélection de l'habitat de reproduction sur les îles d'Hyères. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr.*, 21: 55-87.

Brichetti P., Cambi D., 1979

Studio preliminare di una colonia di *Larus audouinii* Payraudeau (gabbiano corso) nell'Arcipelago Toscano. *Riv. Ital. Orn.* 49, 277-281

Brooke M. De L., Hilton G.M., Martins T.I.F. 2007

Prioritizing the world's islands for vertebrate-eradication programmes. *Animal Conservation*, 10: 380-390.

Cassaing J., Cécile Derré C., Moussa I., Parghentanian T., Bocherens H., Cheylan G., 2005

Le régime alimentaire du rat noir *Rattus rattus* dans les îles d'Hyères analysé par la biochimie isotopique et les contenus stomacaux. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr.*, 21 : 89-115

Courchamp F., Chapuis J.I., Pascal M., 2003

Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev.*, 78: 347–383.

Damiani G., 1901

Nuove catture del *Larus audouinii* Payr. all'Isola d'Elba. *Avicula*, 5: 37-38.

Fasola M. (Ed), 1986

Distribuzione e popolazione dei Laridi e Sternidi nidificanti in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selv.* 11: 177.

Howald G., Donland C.J., Galván J.P., Russell J.C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A., Tershy B., 2007

Invasive rodent eradication on islands. *Conserv. Biol* 21:1258-1268.

Lambertini M., 1993

The ecology and conservation of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) at the northern limit of its breeding range. In: Aguilar J.S., Monbailliu X., Paterson A.M. (eds), *Status and conservation of Seabirds*, SEO, Madrid: 261-272.

Lilford, Lord, 1875

Cruise of the 'Zara', R.Y.S., in the Mediterranean. *Ibis ser.* 3, 5: 1-35.

Lilford, Lord, 1887

Notes on Mediterranean Ornithology. *Ibis ser.* 5, 5: 261-283.

Lorvelec O., Pascal M., 2005

French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biol Invasions* 7:135-140

Martin J.I., Thibault J.C., Bretagnolle V., 2000

Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean:

consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, 14: 1452-1466.

Merton D., Climo G., Laboudallon V., Robert S., Mander C., 2002

Alien mammals eradications and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. In: Veitch C.R., Clout M.N. (eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Meschini E., Arcamone E. & Mainardi R., 1980

Una colonia di Gabbiano corso (*Larus audouinii*) nell'isola di Capraia (Arcipelago Toscano). *Avocetta*, 3: 47-49.

Meschini E. & Schenk H., 1986

Gabbiano corso. In: *Distribuzione e popolazione dei Laridi e Sternidi nidificanti in Italia*. *Suppl. Ric. Biol. Selv.*, 11: 41-51.

Naidoo R., Balmford A., Ferraro P.J., Polasky S., Ricketts T.H., Rouget M., 2006

Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 681-687.

Nogales M., Martin A., Tershy B.R., Donlan C.J., Veitch D., Puerta N., Wood B., Alonso J., 2004

A Review of Feral Cat eradication on islands. *Conservation Biology*, 18: 310-319.

Pain D.J., Brooke M.I., Finnie J.K., Jackson A., 2000

Effects of brodifacoum on the land crab of Ascension Island. *Journal of Wildlife Management*, 64: 380-387.

Palmer M., Pons G.X., 1996

Diversity in western Mediterranean islets: effects on rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica*, 17: 297-305.

Palmer M., Pons G.X., 2001

Predicting rat presence on small islands. *Ecography*, 24: 121-126.

Perfetti A., Sposimo P., Baccetti N., 2001

Il controllo dei ratti per la conservazione degli uccelli marini nidificanti nelle isole italiane e mediterranee. *Avocetta*, 25: 126.

Picchi C., 1910

Sulla comparsa nell'Adriatico del *Larus audouini* Payr. ed ulteriori notizie sull'habitat e sui caratteri giovanili di questo gabbiano. *Avicula*, 14: 41-48.

Recorbet B., 2007

Reproduction de la colonie de Goéland d'Audouin (*Larus audouinii*) à la base aéronavale d'Aspretto à Ajaccio (Corse du sud) en 2007. DIREN de Corse/ Marine Nationale/CSA Aspretto.

Russell J.C., Clout M.N., 2005

Rodent incursions on New Zealand islands. In: Parkes J, Statham M, Edwards G (eds) Proceedings of the 13th Australasian Vertebrate Pest Conference. Landcare Research, Lincoln, pp 324-330.

Seber G. A. F., 1973

The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin, London.

Serra G., Melega L., Baccetti N., 2001

Piano d'azione nazionale per il gabbiano corso (*Larus audouinii*). Quad. Cons. Natura, 6, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Serra L., Zenatello M., Baccetti N., Dall'Antonia L., 1999

Caratteristiche distributive ed ecologiche delle colonie italiane di Gabbiano corso *Larus audouinii*. *Avocetta*, 23: 83.

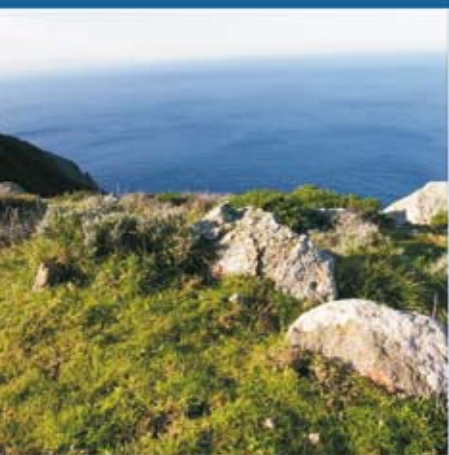
Thibault J.C., 1995

Effect of predation by the Black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine Ornithology*, 23: 1-10.

Toschi A., 1953

Osservazioni ornitologiche nell'Isola di Gianutri. *Ricerche Zool. appl. Caccia*, 22: 1-20.

Finito di stampare nel Dicembre 2007



*Ministero dell' Ambiente
e della Tutela del Territorio e del Mare*



Realizzato con il finanziamento
della Comunità Europea