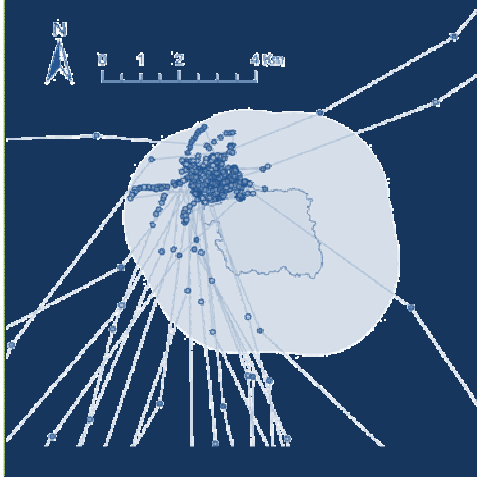
IDENTIFICAZIONE DELLE IBA MARINE PER LA CONSERVAZIONE DELLA BERTA MAGGIORE IN ITALIA

2015



LIPU ONLUS

ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

La presente relazione è stata realizzata da Giorgia Gaibani, Jacopo G. Cecere e Violetta Longoni, grazie al contributo della Lipu-UK.

Hanno contribuito al progetto di individuazione delle IBA marine italiane per la Berta maggiore: Giorgia Gaibani - responsabile progetto (Lipu), Jacopo G. Cecere - responsabile scientifico (ISPRA), Claudio Celada, Carlo Catoni, Ivan Maggini, Simona Imperio, Marco Cianchetti-Benedetti, Maria P. Dias, Pedro Luis Geraldes, Ben Lescelles, Paolo Piovani, Michele Adorni.

Si ringraziano inoltre per il supporto al lavoro di telemetria: Nicola Baccetti, Barbara Bacci, Valentina Barnocchi, Giulia Bastanelli, Ali Berbash, Salvatore Bonadonna, Pier Andrea Brichetti, Licia Calabrese, Alessandro Campanaro, Giulia Capobianco Dondona, Andrea Capobianco Dondona, Iacopo Corsi, Mario Cozzo, Bruno D'Amicis, Giacomo dell'Omo, Paola Di Luzio, Andrea Ferri, Barbara Franzetti, Stefania Gasperini, Fabrizio Gianni, Francesca Giannini, Philippa Hinge, Giuseppe La Gioia, Nicola Maggi, Katarina Marcekova, Benedetta Marchi, Bruno Massa, Costanza Matricardi, Alessandro Mazzoleni, Anna McCann, Paolo Montanaro, Lui Moriones, Nadia Ortelli, Anna Palumbo, Lizette Pater, Simona Picardi, Danilo Pisu, Enrica Pollonara, Antea Portanova, Giuseppe Puddu, Loredana Rannisi, Mauro Santini, Enzo Savo, Paolo Sposimo, Parco Nazionale dell'Arcipelago La Maddalena, Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano, Area Marina Protetta Isole Tremiti, Area Marina Protetta delle Isole Pelage. *Ci scusiamo qualora ci fossimo dimenticati di citare qualcuno.*

L'attività di campo svolta nel 2008 è stata realizzata con il supporto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio del Mare. La raccolta dei dati effettuata dal 2009 al 2013 è stata finanziata dalla Lipu-UK; quella svolta presso l'Arcipelago Toscano nel 2011 e 2012 è stata in parte sovvenzionata dal Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano attraverso il progetto COREM "Cooperazione delle reti ecologiche nel Mediterraneo".

Per la citazione del documento si raccomanda: Lipu & ISPRA (2015). Identificazione delle IBA marine per la conservazione della Berta maggiore in Italia.

Foto in copertina di Michele Mendi.

INDICE

RIASSUNTO 4
SUMMARY 4
1. INTRODUZIONE 5
2. CRITERI E METODOLOGIE PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE IBA MARINE 6
Criteri di identificazione delle IBA 7
Tipologia di IBA marine 9
Percorso di identificazione delle IBA marine 9
La raccolta dei dati 10
Dai dati alle IBA marine 12
3. LA BERTA MAGGIORE 13
4. TRACCIATI GPS E METODOLOGIA ADOTTATA 18
5. ANALISI DEI TRACCIATI 21
Data-set 21
Raggio di interazione con l'ambiente circostante 21
Identificazione delle *core area* 21
Controllo dell'indipendenza dei dati 22
La rappresentatività del campione 22
LINOSA 23
ARCIPELAGO DELLE TREMITI 25
ARCIPELAGO DI LA MADDALENA 27
ARCIPELAGO TOSCANO 29
6. IBA MARINE PER LA CONSERVAZIONE DELLA BERTA MAGGIORE 31
IBA 221 ISOLE PELAGIE 33
IBA 222 - MEDIO ADRIATICO 34
IBA 223 - SARDEGNA SETTENTRIONALE 35
IBA 096 ARCIPELAGO TOSCANO 36
7. CONCLUSIONI 37
BIBLIOGRAFIA 38

RIASSUNTO

Nell'ultimo decennio BirdLife International sta utilizzando nuovi dispositivi di localizzazione per studiare l'ecologia spaziale degli uccelli marini e individuare le IBA in ambiente marino. Le nuove tecnologie di telemetria, infatti, permettono oggi di studiare aspetti dell'ecologia e dell'etologia animale che prima difficilmente si sarebbero potuti indagare.

Applicando le metodologie di raccolta e di analisi dei dati proposte da BirdLife International, la Lipu ha identificato le IBA marine per la conservazione della Berta maggiore nidificante in Italia. Durante il periodo 2008-2013, sono stati seguiti con l'utilizzo di GPS-logger i movimenti di 188 individui di Berta maggiore (per totale di 219 viaggi di foraggiamento) nidificanti in quattro colonie italiane: Arcipelago delle Tremiti, Arcipelago di La Maddalena, Arcipelago Toscano e isola di Linosa. I quattro gruppi di dati hanno mostrato una buona rappresentatività del comportamento spaziale della colonia e hanno permesso, mediante l'analisi di stima di densità Kernel (Kernel Density Estimation - KDE) di individuare quattro IBA marine fondamentali per la conservazione della Berta maggiore del Mediterraneo nidificante in Italia. Queste IBA marine sono un riferimento, scientificamente rigoroso, per l'implementazione della rete delle ZPS a mare.

Il presente lavoro, che applica la metodologia di BirdLife International di identificazione delle IBA marine, rappresenta, inoltre, uno studio pilota per la conservazione di altre specie di uccelli marini nidificanti in Italia.

SUMMARY

In the last decade BirdLife International has applied the technology made available by the recent advent of different types of localization devices, to study spatial ecology of marine seabirds, and the identification of IBAs in the marine environment.

By applying the methodology proposed by BirdLife International on data collection and analysis, Lipu has identified marine IBAs for the conservation of Scopoli's Shearwater breeding in Italy. Between 2008 and 2013, a total of 188 movements of individuals of Scopoli's Shearwater (amounting to a total of 219 foraging trips), were tracked using GPS-loggers. These individuals belonged to the following colonies: Tremiti Archipelago, La Maddalena Archipelago, Tuscan Archipelago, and Linosa Island. The four groups of data were representative of the spatial behaviour of the colony and, by applying Kernel Density Estimation – KDE analysis, have allowed identifying four marine IBAs of fundamental importance for the conservation of the species in Italy. These marine IBAs constitute a scientifically sound reference for the implementation of the SPAs network in the marine environment.

Furthermore, this study, by applying BirdLife International methodology for the identification of marine IBAs, is a pilot study for the conservation of other marine breeding bird species in Italy.

1. INTRODUZIONE

I siti di nidificazione di molti uccelli marini europei sono relativamente ben conosciuti e una parte di questi siti già beneficia di qualche forma di protezione. Tuttavia, l'etologia e l'ecologia spaziale della maggior parte di questi uccelli marini sono poco note e, di conseguenza, le aree più importanti per la loro alimentazione sono raramente tutelate. In questo contesto, il completamento della rete Natura 2000 in ambiente marino è azione prioritaria per garantire la salvaguardia degli uccelli pelagici. Il primo obiettivo della Strategia dell'UE sulla biodiversità fino al 2020 è infatti l'attuazione integrale delle Direttive Habitat e Uccelli, con il completamento della fase istitutiva della rete Natura 2000, compreso l'ambiente marino. Coerentemente, anche la Strategia italiana per la biodiversità ha tra le priorità di intervento la messa in atto di azioni e di sinergie necessarie per completare in tempi rapidi la rete Natura 2000 in ambiente marino.

BirdLife International, di cui la Lipu è il partner italiano, ha raccolto ormai da anni la sfida di individuare le aree più importanti per gli uccelli legati al mare dando il via al "Programma IBA marine" (BirdLife International 2010). Lo scopo è di individuare, sulla base di criteri scientifici quantitativi e standardizzati, i siti-chiave per la sopravvivenza a lungo termine delle popolazioni di uccelli marini. Grazie allo sviluppo di nuove tecnologie di telemetria, i partner di BirdLife International hanno quindi individuato, o stanno lavorando per individuare, la rete delle IBA in ambiente marino.

Nel 2002 la Lipu ha realizzato uno studio, finanziato dal Ministero dell'Ambiente, che ha portato all'individuazione delle IBA terrestri su tutto il territorio nazionale; già in queste IBA erano state incluse porzioni di mare antistanti alle maggiori colonie di uccelli marini. Tuttavia, lo studio del 2002 non aveva ancora potuto fornire un elenco esaustivo delle IBA marine a causa della mancanza di studi sul comportamento degli uccelli marini e pelagici. Per questo nel 2008 la Lipu, per conto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, ha dato avvio ad uno studio preliminare per l'individuazione delle IBA per gli uccelli marini nidificanti in Italia mediante l'applicazione e l'adeguamento delle diverse metodologie di BirdLife International al contesto nazionale (Lipu 2009). Dal 2009 al 2014 la Lipu, in collaborazione con ISPRA e grazie al sostegno della Lipu UK, ha poi proseguito lo studio di telemetria sulla Berta maggiore raccogliendo dati nelle quattro principali colonie italiane. I dati ottenuti hanno consentito di identificare quattro nuove IBA marine per la Berta maggiore in Italia.

Le quattro nuove IBA marine individuate per la Berta maggiore costituiscono un riferimento scientifico per l'implementazione delle ZPS in mare. È auspicabile che in futuro siano individuate nuove aree importanti per la conservazione di altre specie di uccelli marini, ma considerate le oggettive difficoltà di indagine dei processi ecosistemici che governano gli ambienti pelagici e dell'eco-etologia delle specie che li abitano, è urgente la designazione di queste nuove quattro ZPS marine per la Berta maggiore, basate su dati robusti, per qualità e quantità, evitando di posporre la designazione in attesa di ulteriori indagini. Ogni ritardo nel completamento della rete della ZPS in mare fa sì che gli uccelli marini si trovino ad affrontare minacce persistenti senza una protezione sufficiente, conseguentemente è elevata la probabilità che il loro stato di conservazione ne risenta.

2. CRITERI E METODOLOGIE PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE IBA MARINE

Da oltre trent'anni il "Programma IBA (Important Bird Areas)" di BirdLife International contribuisce all'individuazione dei siti prioritari per la conservazione degli uccelli in tutto il mondo.

L'individuazione delle IBA avviene attraverso l'applicazione di criteri quantitativi basati sulle consistenze e i trend di popolazione delle diverse specie, in relazione al loro status di conservazione. Questi criteri sono riconosciuti e applicati a livello internazionale. Essendo la metodologia di individuazione delle IBA oggettiva e standardizzata, oltre che validata dalla sua applicazione per tre decenni in diversi Paesi, essa può essere applicata anche in contesti differenti e a scale diverse, permettendo il confronto tra i dati raccolti a molteplici livelli: regionale, nazionale, continentale e globale.

Attualmente il numero di IBA marine è molto inferiore a quello delle IBA di terra, in parte a causa del minor numero di specie di uccelli marini rispetto a quelle terrestri, ma anche a causa di una maggior difficoltà nell'indagare i processi che regolano la distribuzione in mare degli uccelli pelagici. L'ambiente marino, e in particolare quello pelagico, è oggettivamente di difficile investigazione e richiede l'utilizzo di metodologie, strumentazioni e conoscenze assai più complesse di quelle utilizzate per le ricerche in ambienti terrestri. Le prime IBA marine sono quindi nate per estensione a mare di IBA costiere caratterizzate da siti di nidificazione e di riposo delle specie marine più studiate e abbondanti. Tuttavia, tale approccio, da solo, non permette di individuare le aree pelagiche utilizzate dagli uccelli marini e non garantisce di considerare adeguatamente le dimensioni dell'area da proteggere intorno alle colonie. Per questo motivo, BirdLife International ha attivato uno specifico "Programma per l'individuazione delle IBA marine" (BirdLife International 2010) realizzando indagini con l'uso delle nuove tecnologie di telemetria. Tale Programma sta contribuendo a colmare le lacune conoscitive sull'eco-etologia degli uccelli marini e sta portando all'individuazione, in tutto il mondo, dei siti di maggiore importanza per la sopravvivenza a lungo termine di queste specie.

In Unione Europea l'individuazione di questi siti concorre alla realizzazione dell'Azione 1 della Strategia dell'UE sulla biodiversità fino al 2020 "*portare a termine l'istituzione della rete Natura 2000* [compreso l'ambiente marino] *e garantirne una buona gestione*".

Criteri di identificazione delle IBA

Per l'individuazione delle IBA sono stati sviluppati dei criteri quantitativi basati sulla consistenza e sui trend di popolazione delle diverse specie, in relazione al loro status di conservazione. Esistono quattro criteri applicabili a livello globale, denominati criteri A, ai quali si aggiungono tre criteri B, che presentano delle specifiche ulteriori per quanto riguarda il continente europeo, e sette criteri C riferiti al territorio dell'Unione Europea[1].

Livello Globale
A1. Specie globalmente minacciate
Il sito ospita un numero significativo di individui di una specie globalmente minacciata o di altre specie di interesse globale di conservazione.
A2. Specie ad areale limitato
Il sito è noto o si suppone ospitare una percentuale significativa di specie con areale ristretto le cui distribuzioni riproduttive definiscono una *Endemic Bird Area* (EBA) o una *Secondary Area* (SA).
A3. Specie limitate a un unico bioma
Il sito è noto o si suppone ospitare un gruppo di specie le cui distribuzioni riproduttive sono in gran parte o totalmente confinate in un bioma.
A4. Aggregazioni
i) Il sito è noto o supposto ospitare regolarmente ≥1% della popolazione biogeografica di una specie gregaria appartenente all'avifauna acquatica. ii) Il sito è noto o supposto ospitare regolarmente ≥1% della popolazione globale di specie di uccelli marini coloniali o di specie terrestri. iii) Il sito è noto o supposto ospitare regolarmente ≥ 20·000 uccelli acquatici o ≥10·000 coppie di uccelli marini di una o più specie. iv) Il sito è noto o supposto essere un collo di bottiglia (*bottleneck*) dove almeno 20·000 cicogne (Ciconiidae), rapaci (Accipitriformes e Falconiformes) o gru (Gruidae) passano regolarmente durante la migrazione primaverile o autunnale.
Livello europeo
B1. Aggregazioni
i) Il sito è noto o supposto ospitare ≥ 1% della popolazione di una particolare rotta migratoria (*flyway population*) o di una popolazione distinta di una specie appartenente all'avifauna acquatica. ii) Il sito è noto o supposto ospitare ≥ 1% di una popolazione distinta di una specie marina. iii) Il sito è noto o supposto ospitare ≥ 1% della popolazione di una particolare rotta migratoria (*flyway population*) o di una popolazione distinta di altre specie gregarie. iv) Il sito è un collo di bottiglia (*bottleneck*) dove più di 5·000 cicogne, o più di 3·000 rapaci o gru passano regolarmente durante la migrazione primaverile o autunnale.
B2. Specie con status di conservazione sfavorevole in Europa
Il sito è uno degli 'n' siti più importanti del Paese per una specie con uno stato di conservazione sfavorevole in Europa (SPEC 2, 3) e per la quale appare appropriato un approccio a livello di sito.
B3. Specie con uno status di conservazione favorevole in Europa
Il sito è uno degli 'n' siti più importanti del Paese per una specie con uno stato di conservazione favorevole in Europa ma le cui popolazioni sono concentrate in Europa (SPEC 4) e per la quale appare appropriato un approccio a livello di sito.

[1] IBA criteria – BirdLife Data Zone (http://www.birdlife.org/datazone/info/ibacriteria)

Unione Europea
C1. Specie di interesse conservazionistico globale
Il sito ospita regolarmente un numero significativo di una specie globalmente minacciata o di altre specie di interesse conservazionistico globale.
C2. Aggregazioni specie minacciate a livello di Unione Europea.
Il sito è noto per ospitare almeno l'1% della popolazione di una particolare rotta migratoria (*flyway population*) o della popolazione dell'Unione Europea di una specie minacciata a livello di UE (inclusa nell'Allegato I e di cui all'articolo 4.1 della Direttiva Uccelli).
C3. Aggregazioni di una specie migratrici non minacciate a livello di Unione Europea
Il sito è noto per ospitare almeno l'1% della popolazione di una particolare rotta migratoria (*flyway population*) di una specie migratrice considerata non minacciata a livello di Unione Europea (di cui all'articolo 4.2 della Direttiva Uccelli, non inclusa nell'Allegato I).
C4. Aggregazioni - grandi aggregazioni
Il sito è noto ospitare regolarmente almeno 20˙000 uccelli acquatici migratori e/o almeno 10˙000 coppie di uccelli marini migratori di una o più specie.
C5. Aggregazioni siti *bottleneck*
Il sito è un *bottleneck* dove almeno 5˙000 cicogne (Ciconiidae) e/o almeno 3˙000 rapaci (Accipitriformes e Falconiformes) e/o 3˙000 gru (Gruidae) passano regolarmente durante la migrazione primaverile o autunnale.
C6. Specie minacciate a livello di Unione Europea
Il sito è uno dei cinque più importanti in una regione amministrativa Europea (livelli NUTS) in relazione a una specie o sottospecie considerata minacciata a livello di Unione Europea (es. inclusa nell'Allegato I della Direttiva Uccelli).
C7. Altri criteri ornitologici
Il sito è stato designato quale Zona di Protezione Speciale (ZPS) o individuato come candidata ZPS in base a criteri ornitologici (simili ma non uguali ai criteri C1-C6) utilizzati per la definizione delle ZPS.

Tab. 2.1 – *Criteri validi a livello globale (Criteri A), a livello di Europa (Criteri B) e di Unione Europea (Criteri C) per designare un sito come IBA.*

Tipologia di IBA marine

Un'IBA marina, oltre a dover soddisfare uno o più dei criteri elencati nella Tabella 2.1, può essere associata ad una delle tipologie di seguito descritte in base alle attività che gli uccelli marini svolgono al suo interno (Osieck 2004). Le quattro tipologie di IBA marina sono (BirdLife International, 2010):

1. *Estensione a mare di colonie marine*

Queste estensioni a mare comprendono l'ambiente marino prospiciente la colonia, generalmente utilizzato per le interazioni sociali, per il *rafting* (si veda il capitolo 3) e per l'alimentazione, in particolare durante la prima fase di allevamento dei pulcini. L'ampiezza di queste porzioni di mare è influenzata dalle caratteristiche ambientali, come la profondità o la produttività primaria, e dalle caratteristiche ecologiche della specie che occupa la colonia. Queste porzioni di mare hanno un'importanza che varia in relazione allo status fenologico degli individui appartenenti alla colonia stessa. Nella maggior parte dei casi, le colonie stesse sono individuate come IBA.

2. *Concentrazioni costiere non riproduttive*

Questi siti, localizzati in mare generalmente a poca distanza dalla costa, si riferiscono a zone frequentate abitualmente da grandi concentrazioni di uccelli acquatici e marini in alimentazione o in muta. Possono includere, ad esempio, aggregazioni di svassi, strolaghe o anatre marine. Possono anche includere concentrazioni di berte o altri Procellariformi.

3. *"Bottlenecks" di migrazione*

Sono siti localizzati lungo le principali rotte migratorie e la cui conformazione geografica, tipica ad esempio di stretti o promontori, comporta la concentrazione del flusso migratorio in uno spazio ristretto, il cosiddetto "collo di bottiglia" ("*bottleneck*").

4. *Aree pelagiche*

Questi siti includono aree di mare distanti dalla costa dove uccelli marini pelagici si riuniscono regolarmente in gran numero, per alimentarsi o per altri scopi. Di norma queste zone coincidono con la presenza di peculiari caratteristiche oceanografiche, quali la presenza di picchi sottomarini, di correnti ascensionali, di piattaforme continentali e la loro produttività biologica è sempre alta.

La rete delle IBA marine dovrebbe, per quanto possibile, garantire la tutela di tutte le attività principali del ciclo vitale degli uccelli marini.

Percorso di identificazione delle IBA marine

Secondo la metodologia adottata da BirdLife International, l'individuazione delle IBA marine deve avvenire attraverso una serie di passaggi:

1) Identificazione delle specie ornitiche marine prioritarie per l'individuazione delle IBA marine.
2) Raccolta dei dati relativi alla distribuzione degli uccelli marini, utilizzando le metodologie più opportune tra quelle suggerite da BirdLife International, raccolta dei dati relativi alle variabili ambientali e digitalizzazione di tutti i dati in formato GIS.
3) Identificazione delle IBA marine candidate per ogni popolazione indagata.
4) Applicazione dei criteri di cui alla Tabella 2.1 alle IBA marine candidate a conferma che siano meritevoli di essere individuate come tali.
5) Definizione dei confini delle IBA marine candidate e, quando appropriato, sovrapposizione di IBA identificate per differenti specie al fine di creare un'unica IBA.
6) Descrizione dell'IBA marina e inserimento all'interno del World Bird Database.
7) Validazione da parte di BirdLife delle IBA marine proposte dal partner nazionale di BirdLife.

La raccolta dei dati

La metodologia utilizzata per la raccolta dati riveste un ruolo fondamentale per l'identificazione di un'IBA in maniera robusta e oggettiva. In ambiente marino, costiero o pelagico, BirdLife International ha proposto diverse metodologie di raccolta dei dati, applicabili a diversi contesti e capaci di tenere in considerazione il rapporto tra lo sforzo di campionamento e il raggiungimento di risultati affidabili.

Le metodologie di rilievo attualmente più utilizzate sono (BirdLife International, 2010):

- Identificazione dei siti riproduttivi ed estensione verso il mare
- Raggi di foraggiamento
- Giudizio degli esperti
- Telemetria
- Rilievi standardizzati da terra
- Rilievi standardizzati in mare aperto

Identificazione dei siti riproduttivi ed estensione verso il mare.

Durante il periodo riproduttivo, gli uccelli marini si concentrano in colonie che ospitano da decine a decine di migliaia di coppie. La localizzazione e la stima della consistenza delle colonie riproduttive risultano tra i primi fondamentali passi per l'identificazione di un'IBA marina. Considerando che durante la nidificazione gli adulti sono spesso vincolati a frequentare l'intorno della colonia molto più che durante il resto dell'anno, è sempre necessario estendere i confini dell'IBA nella porzione di mare prospiciente la colonia, anche ai fini della salvaguardia dal disturbo causato dai natanti.

Raggi di foraggiamento

Sulla base di studi pubblicati e di informazioni di esperti riguardanti il comportamento di foraggiamento degli uccelli marini, BirdLife ha individuato e raccolto in un data base (*BirdLife International Seabird Foraging Range Database*), per ciascuna specie marina, un valore medio di riferimento relativo alla distanza di foraggiamento dalla colonia. Questo valore medio, riferito ad ogni specie, è il cosiddetto 'raggio di foraggiamento' che, in assenza di dati specifici raccolti presso una determinata colonia, rappresenta una valida soluzione per la tutela della zona in corrispondenza di una colonia entro la quale si ritrova la maggior concentrazione di individui in alimentazione o riposo.

Giudizio degli esperti

L'opinione di persone esperte dell'ambiente marino o di uccelli marini, insieme a un lavoro di revisione della letteratura disponibile, può contribuire a definire una lista di IBA marine candidate, a cui poi dovrà necessariamente seguire l'acquisizione di dati quantitativi sufficienti per validare l'IBA marina.

Telemetria

Lo sviluppo di strumentazioni atte a raccogliere informazioni sulla localizzazione degli uccelli durante il volo (posizione georeferenziata sulla superficie terrestre con un errore variabile a seconda della tipologia di strumento), sulle caratteristiche del volo stesso (come velocità, accelerazione, altitudine, inclinazione rispetto al suolo) e dell'ambiente circostante (come la temperatura, la pressione atmosferica o idrostatica, l'intensità luminosa) ha finalmente permesso di raccogliere dati sulla distribuzione degli uccelli in mare e sull'uso che fanno dell'ambiente marino anche a distanze notevoli dalla costa, rendendo questa metodologia particolarmente adatta alle specie pelagiche. I diversi strumenti di localizzazione hanno caratteristiche e utilità diverse. I GPS-logger sono strumenti che presentano un buon grado di precisione (pochi metri di errore) nella determinazione della loro posizione attraverso la triangolazione relativa alla posizione dei satelliti geostazionari. Questi strumenti possono registrare numerose altre informazioni utili, ma necessitano di essere recuperati per poter accedere ai dati memorizzati. Strumenti che invece non hanno necessità di essere recuperati sono i PTT (Platform Terminal Transmitters), i quali inviano la posizione GPS, ed eventualmente altre informazioni, direttamente a un computer via satellite. Questi strumenti hanno però dimensioni e peso maggiori dei GPS logger, oltre a costi sensibilmente più elevati. La terza categoria di strumenti ad

oggi maggiormente usata per la telemetria è rappresentata dai Geolocator, caratterizzati da un peso estremamente ridotto ma anche da una definizione molto grossolana della posizione, con un errore di determinazione di decine (o centinaia) di Km. Dato il loro peso ridotto e la capacità di memorizzare molti dati, questi strumenti sono perlopiù utilizzati per l'identificazione delle rotte migratorie e delle regioni di svernamento.

L'elaborazione statistica dei dati raccolti mediante telemetria, su un campione rappresentativo della popolazione oggetto di studio, è in grado di fornire indicazioni sulle aree di mare che sono utilizzate regolarmente in modo intensivo da un'alta percentuale di individui. Queste aree, dove ricade la maggior parte di localizzazioni di uccelli marini, rappresentano i siti costieri e pelagici più importanti per la conservazione di queste specie e si configurano quindi come adatte per essere proposte come IBA marine.

Rilievi standardizzati da terra

I rilievi effettuati da terra possono risultare particolarmente utili in determinate condizioni, ad esempio nei conteggi di migratori presso siti *bottleneck* o per individuare le zone di *rafting* nei pressi delle colonie.

Rilievi standardizzati in mare aperto

L'uso di transetti standardizzati in mare, in barca o in volo aereo, allo scopo di registrare dati di presenza/assenza di uccelli marini, può permette di ottenere dati di densità nelle zone oggetto di monitoraggio e di sviluppare modelli predittivi per le zone non censite in base alle caratteristiche ecologiche ed oceanografiche. Queste metodologie di rilievo presentano però una serie di errori sistemici che possono inficiare l'accuratezza dei risultati; necessitano quindi di tecniche di mitigazione dell'errore di acquisizione dei dati e di una discreta conoscenza delle statistiche più appropriate.

Per i conteggi da imbarcazione viene suggerita da BirdLife la tecnica di rilievo proposta da Tasker (1984) e denominata "*snapshot*". Tale metodologia permette di minimizzare il rischio di conteggi ripetuti degli stessi individui, effettuando le osservazioni ad intervalli regolari di tempo, dipendenti dalla velocità del natante. Anche la diversa abilità dei rilevatori o le condizioni meteorologiche possono introdurre dei considerevoli fattori di errore nella stima delle densità, poiché influiscono sul numero di individui che vengono rilevati rispetto a quelli realmente presenti. Sono, inoltre, da tenere in considerazione la possibilità che l'imbarcazione attragga o allontani gli animali e il fatto che talvolta si è costretti a realizzare i transetti lungo rotte di navigazione consuete (campionamento opportunistico) anziché lungo rotte casuali o tratte che garantiscono la massima copertura dell'area di studio.

Per quanto riguarda i conteggi aerei, il limite principale consiste nella difficoltà di determinazione a livello di specie degli individui osservati. Nonostante queste limitazioni, l'uso di aerei si rivela molto utile in associazione con i rilievi di telemetria (Arcos 2012) oppure come metodologia unica per localizzare aree interessate dalla presenza regolare di assembramenti di dimensioni tali da soddisfare i criteri per l'identificazione di IBA marina (BirdLife International 2010, O'Brien *et al.* 2012).

Altre tecniche

La raccolta di dati sulla presenza degli uccelli marini in mare aperto può avvenire anche con altre metodologie che presentano maggiori limitazioni e un minor grado di accuratezza, come il registro degli eventi di cattura accidentale nelle reti da pesca, i conteggi da peschereccio, l'uso del radar o delle immagini satellitari o lo sviluppo di modelli di idoneità basati sui dati di presenza/assenza di individui e sulle caratteristiche ambientali.

I protocolli di BirdLife International individuano come metodologie principali per la raccolta dei dati utili all'identificazione di IBA marine: la telemetria effettuata su un campione rappresentativo della popolazione, i conteggi e il rilievo di presenza/assenza in mare condotti in modo sistematico, i conteggi standardizzati da terra effettuati su più anni e l'applicazione dei raggi di foraggiamento attorno alle IBA costiere. Altre metodologie, come i censimenti da peschereccio, il registro di episodi di cattura accidentale nelle reti da pesca, la telemetria effettuata su pochi individui o l'utilizzo di modelli predittivi sono da considerarsi utili come supporto alle metodologie principali.

Dai dati alle IBA marine

Un'IBA marina viene individuata al termine del percorso di raccolta e di analisi dei dati. L'identificazione di un'IBA è considerata particolarmente affidabile quando le aree ottenute da due diverse metodologie principali risultano coincidenti, quando le aree ottenute da una metodologia principale vengono confermate da una o più metodologie secondarie o quando si hanno dati di buona qualità con una sola delle metodologie più attendibili.

Partendo da un *dataset* ottenuto tramite adeguate tecniche di rilievo, e che sia ritenuto rappresentare gli aspetti più importanti della biologia delle specie oggetto di indagine, è già possibile individuare con sufficiente dettaglio i confini delle aree importanti per la conservazione di quelle specie. In questi casi, infatti, l'aggiunta di ulteriori *dataset* comporta una variazione minima nel disegno dei confini di tali aree (Ban 2009). La raccolta di ulteriori dati è quindi utile come validazione o approfondimento, ma rischia di rimandare eccessivamente l'istituzione di zone protette, con un conseguente danno per l'ambiente senza che vi siano sufficienti benefici a giustificare tale ritardo. Ulteriori indagini si rendono invece necessarie qualora siano state utilizzate esclusivamente delle tecniche di rilievo considerate meno affidabili o qualora il campione sia troppo limitato.

3. LA BERTA MAGGIORE

La Berta maggiore nidificante nel Mediterraneo (*Calonectris diomedea*) è stata da poco riconosciuta come specie a sé stante, separandola così dalle altre due specie gemelle nidificanti nell'Oceano Atlantico: la Berta maggiore atlantica (*C. borealis*) e la Berta maggiore di Capoverde (*C. edwardsii*) (Sangster *et al.* 2012). La suddivisione ha comportato una disgiunzione del nome comune inglese da quello scientifico: la specie mediterranea, sulla quale era stata basata la descrizione della specie da Scopoli nel 1769, ha mantenuto correttamente il nome latino, *Calonectris diomedea*, mentre il nome inglese Cory's shearwather fa ora riferimento alla specie atlantica (*C. borealis*); il nome inglese della Berta maggiore nidificante nel Mediterraneo è oggi Scopoli's shearwather. In italiano la specie presente nel Mediterraneo continua ad essere denominata semplicemente Berta maggiore, mentre per le altre due la denominazione ufficiale è Berta maggiore atlantica e Berta di Capoverde.

Distribuzione e Fenologia

La Berta maggiore è una specie migratrice, nidifica esclusivamente all'interno del Mar Mediterraneo e sverna nell'area occidentale dell'Oceano Atlantico centro-meridionale. La popolazione globale è stimata in 140˙000-220˙000 coppie (da Carboneras *et al.* 2013), di cui 179˙000-193˙000 coppie (Defos du Rau *et al.* 2012) solo sull'isola di Zembra. La popolazione italiana è stimata in 13˙344-21˙873 coppie (Baccetti *et al.* 2009) e comprende la colonia dell'isola di Linosa che, con le sue 10˙000 coppie stimate, rappresenta la seconda colonia più grande per dimensioni a livello globale e la prima a livello europeo.

La stima delle coppie di Berta maggiore presenti in una colonia risulta estremamente ardua a causa della difficoltà di contare il numero totale di nidi. La difficoltà risiede sia nella localizzazione spesso impervia e inaccessibile della colonia, sia nella possibilità che i nidi siano collocati in cavità inaccessibili dentro le quali possono nidificare diverse coppie, sia nel fatto che la colonia è frequentata anche da una proporzione sconosciuta di sub-adulti non ancora riproduttori. Per questo motivo le stime quantitative di popolazione per colonia presentano spesso una forbice molto ampia. Il sistema più "conservativo" sarebbe quello di stimare unicamente l'ordine di grandezza (unità, decine, centinaia, migliaia) nel quale fare ricadere la stima, ma questo sistema risulterebbe insufficiente per una serie di riferimenti gestionali che richiedono comunque una quantificazione numerica delle popolazioni nidificanti o comunque presenti in una data area. Baccetti e collaboratori (2009) fornirono, in un lavoro riguardante la presenza del ratto nero nelle colonie di berte in Italia, una stima del numero di coppie presenti in ciascun sito noto di nidificazione. Nonostante l'approssimazione delle stime, riconosciuta dagli stessi autori, questo lavoro costituisce spesso il riferimento nazionale per la stima delle coppie di Berta maggiore e Berta minore (*Puffinus yelkouan*). L'Italia ospita sull'isola di Linosa la più grande colonia europea di Berta maggiore, con circa 10˙000 coppie stimate (Baccetti *et al.* 2009). Seguono l'isola di Pantelleria, per la quale sono stimate 500-5000 coppie, la colonia nidificante sull'Arcipelago di La Maddalena e dall'isola di Lavezzi, con 650-1440 coppie (Thimbault 1993; Baccetti *et al.* 2009), quindi quella dell'Arcipelago del Sulcis (500-1000 cp) e Capo Caccia in Sardegna (300-1600 cp). Gran parte della popolazione italiana nidifica quindi nel Canale Sicilia e secondariamente nel Tirreno, dove è l'Arcipelago Toscano ad ospitare la colonia maggiore (250-500 cp), mentre nell'Adriatico la specie è presente unicamente nell'Arcipelago delle Tremiti (300-400 cp) (Fig. 3.1).

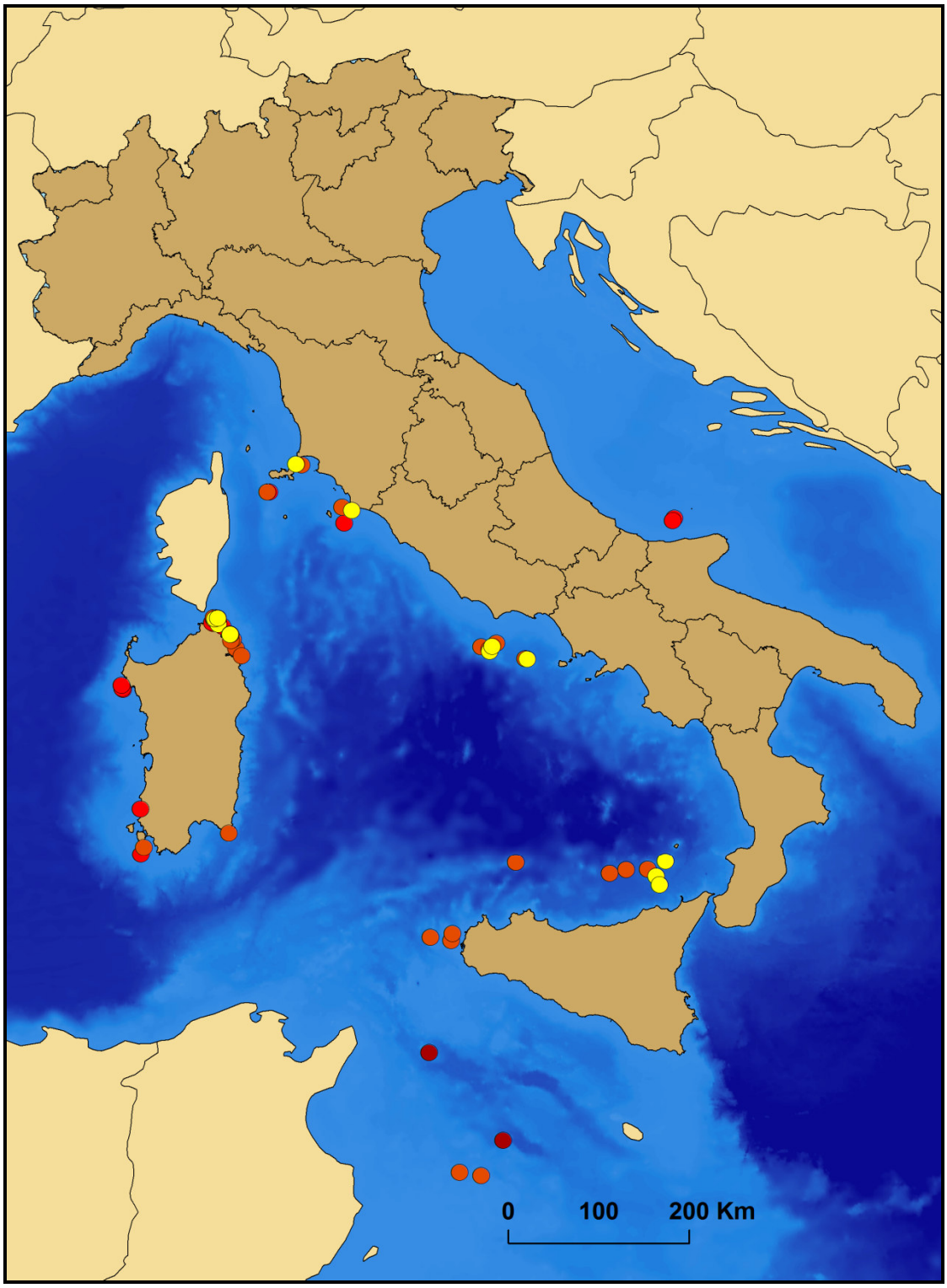


Fig.3.1 – Siti di nidificazione della Berta maggiore in Italia. Il colore indica l'ordine del numero di coppie presenti: Giallo = unità, Arancione = decine, Rosso = centinaia, Bordeaux = migliaia di coppie.

La permanenza in colonia della Berta maggiore è inusitatamente lunga, rappresentando probabilmente il periodo riproduttivo più ampio tra tutte le specie europee. Già sul finire dell'inverno gli adulti arrivano nei pressi della colonia e iniziano a frequentarla in maniera più o meno regolare fino ad Aprile, quando inizia il periodo degli accoppiamenti. L'investimento parentale è particolarmente elevato: la sintesi dell'unico uovo dura circa un mese e la cova attorno ai cinquanta giorni. Non essendo possibile produrre una covata di sostituzione, la perdita dell'uovo o del pulcino comporta il fallimento riproduttivo per quell'anno. La cova viene portata avanti da entrambi i genitori, che alternano permanenze al nido di diversi giorni a viaggi di foraggiamento in mare per raggiungere le aree particolarmente produttive. Studi effettuati per mezzo di strumenti GPS hanno mostrato che i viaggi di foraggiamento effettuati durante l'incubazione hanno una durata media 7,5 giorni e picchi fino a 15-18 giorni. Durante questi viaggi, le berte arrivano a coprire diverse centinaia di Km, raggiungendo aree situate anche a circa 400 Km dalla colonia (Cecere *et al.* 2013). Dopo la schiusa, che avviene attorno alla metà di luglio, uno dei due adulti resta al nido con il pulcino per pochi giorni, finché questo è in grado di termoregolare autonomamente. Da questo momento fino all'involo, che avviene attorno alla metà di ottobre, il pulcino verrà nutrito con frequenza variabile: quotidiana o quasi nel primo periodo di vita e di diversi giorni quando avrà diverse settimane di vita. Il ritorno al nido del genitore avviene quasi sempre di notte e prevalentemente nelle notti senza luna, probabilmente per ridurre il rischio di predazione. In attesa che si verifichino le condizioni adatte per il rientro al nido, gli adulti si posano sull'acqua e si lasciano galleggiare (il cosiddetto comportamento di *rafting,* cfr figura 3.2) fino al sopraggiungere del buio, ovvero al tramonto del sole e/o della luna (Rubolini *et al.* 2014).

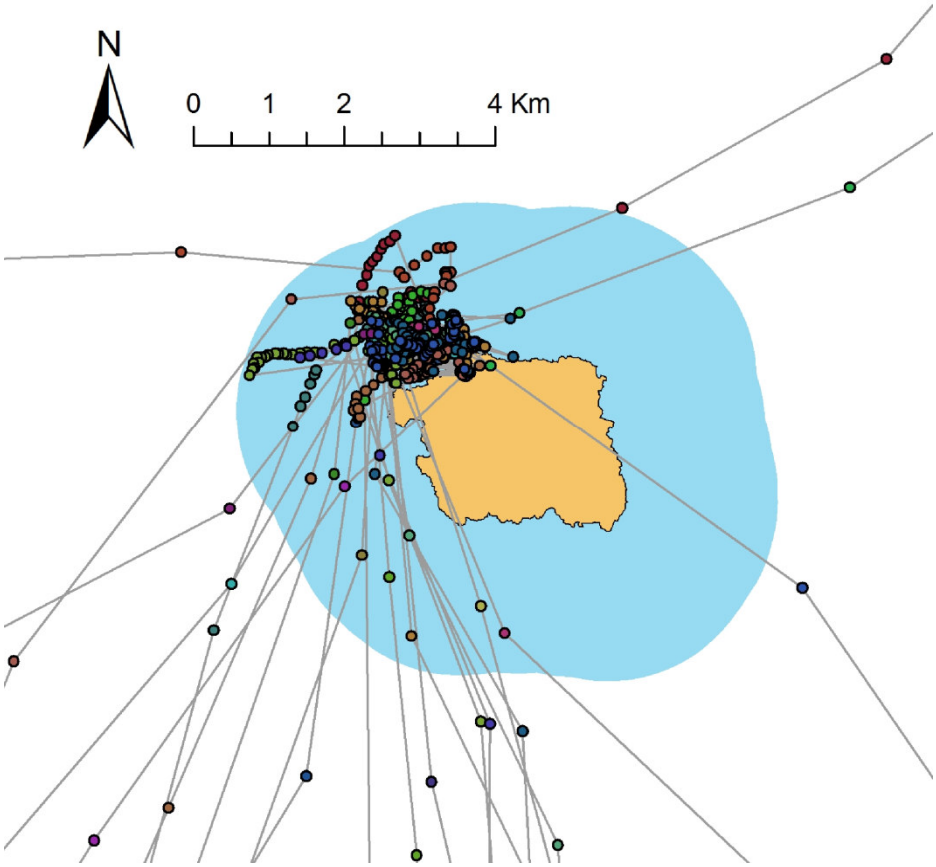


Fig.3.2 – Esempio di tracciati di arrivo e partenza dalla colonia di Linosa. Dalla localizzazione dei punti GPS (uno ogni 10 min) si vede come la maggior parte degli uccelli attenda galleggiando sulla superficie del mare prima di rientrare al nido (comportamento di rafting*). In azzurro è rappresentata la fascia di mare di 2 km intorno all'isola (tratto da Rubolini et al. 2014).*

Molti Procellariformi attuano quella che viene chiamata "*dual foraging strategy*", ovvero l'alternanza di viaggi di foraggiamento di lunga durata (>4gg) con viaggi più corti (1-4gg). Il vantaggio dei viaggi corti è di permettere all'adulto di allontanarsi per breve tempo quando il pulcino ha necessità di essere nutrito frequentemente, mentre quelli lunghi permettono il raggiungimento di aree maggiormente idonee per la pesca. Questa strategia ha mostrato un elevato

grado di plasticità in relazione alle condizioni ecologiche e alle esigenze energetiche di adulti e pulcini (Alonso *et al.* 2012, Cecere *et al.* 2014). I viaggi corti sono effettuati prevalentemente dagli adulti che devono procacciare il cibo per il pulcino, e sono tanto più frequenti quanto più produttivo è l'ambiente marino nei pressi della colonia; i viaggi lunghi permettono invece ai riproduttori di recarsi in aree lontane e particolarmente pescose, dove il foraggiamento è prevalentemente orientato al proprio mantenimento e all'ottenimento di un quantitativo di cibo per il pulcino pari alla dose giornaliera necessaria moltiplicata per i giorni di assenza dell'adulto (Granadeiro *et al.* 1998).

Il comportamento coloniale dei Procellariformi determina un elevato sfruttamento delle aree circostanti la colonia. Tanto più la colonia ha dimensioni elevate, tanto più le risorse intorno ad essa andranno ad esaurirsi velocemente. Gli individui che nidificano in gradi colonie, come quella di Linosa ad esempio, sono quindi costretti a compiere viaggi mediamente più lunghi rispetto a quelli fatti da individui appartenenti a colonie piccole (Cecere *et al.* 2014). Un altro fattore che influisce sulla proporzione dei viaggi di foraggiamento lunghi sul totale dei viaggi che gli adulti faranno per alimentare il pulcino è rappresentato dalla qualità ambientale dell'area circostante la colonia. È così che anche in una stessa colonia, la proporzione di viaggi lunghi varia nel corso degli anni in relazione alla disponibilità di cibo mediamente presente in quella data stagione riproduttiva (Cecere *et al.* 2014).

La preda naturale elettiva della Berta maggiore consiste nel piccolo pesce pelagico, pescato quasi esclusivamente di giorno (fig. 3.3); occasionalmente le berte si cibano anche di notte, per lo più in condizione di luna in modo da avere un minimo grado di visibilità (Rubolini *et al.* 2014), pescando i calamari che di notte risalgono in superficie. Durante i viaggi lunghi le berte tendono a dirigersi verso le aree portuali dove la probabilità di incontrare un peschereccio è elevata, così come la possibilità di sfruttare i resti della lavorazione del pesce e della pulizia delle reti gettati in mare (Cecere *et al.* 2015). In un mare molto sfruttato, quale il Mediterraneo, gli scarti provenienti dalla lavorazione del pesce possono costituire un'importante risorsa trofica per la Berta maggiore. Al contempo però è necessario considerare che gli scarti non hanno lo stesso valore energetico del pesce vivo pescato (Pichegru *et al.* 2007) e pertanto il loro consumo potrebbe avere conseguenze negative in termini di *fitness*, o più nello specifico sullo sviluppo dei pulcini. Per la Sula del capo (*Sula capensis*), ad esempio, è stato dimostrato che gli scarti vengono consumati quasi esclusivamente dai non riproduttori e dagli adulti durante l'incubazione, mentre i pulcini sono alimentati solo con prede fresche (Grémillet *et al.* 2008).

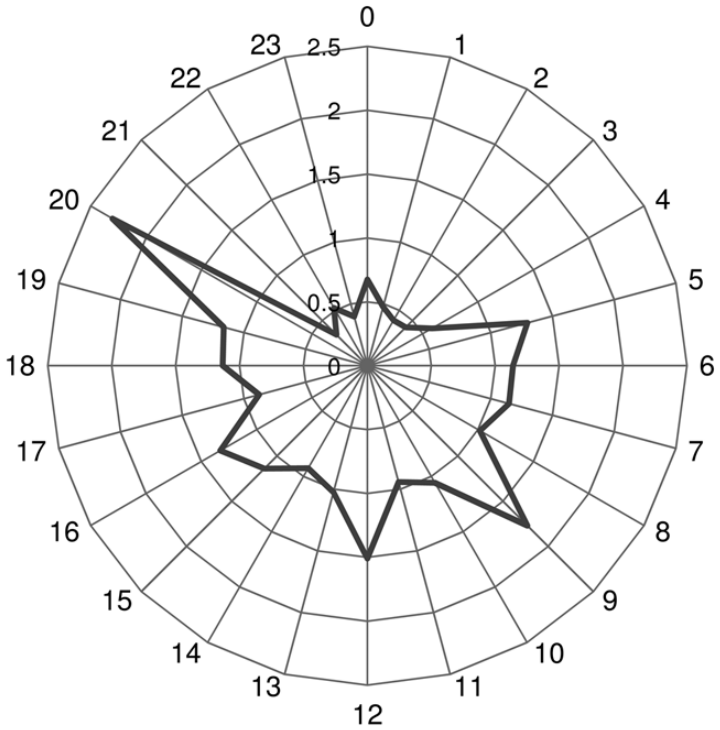


Fig.3.3 – Numero medio di tuffi per ogni ora del giorno (GMT+1, ora solare) di 17 Berte maggiori nidificanti a Linosa e dotate di Compass Logger (tratto da Rubolini et al 2014). I dati raccolti con Compass Logger nel 2008 non sono stati utilizzati nelle analisi per l'individuazione delle IBA.

Conservazione

Nonostante la Berta maggiore sia classificata come 'a minor preoccupazione' (Least Concern) nella Lista rossa Europea (BirdLife International 2015) e nazionale (Peronace et al. 2013), vi sono alcuni fattori che spingono a mantenere desta l'attenzione sulla specie. Le popolazioni nidificanti di Berta maggiore sono considerate in leggero declino, ma essendo estremamente difficile ottenere delle stime attendibili sulla consistenza numerica delle colonie, l'ampiezza di questo decremento non è effettivamente conosciuta. Inoltre, la longevità degli individui di questa specie rischia di mascherare per lungo tempo eventuali diminuzioni del successo riproduttivo o dei numero di nuovi riproduttori reclutati da una popolazione. Nonostante poi l'areale di distribuzione sia estremamente ampio a causa della grande distanza delle zone di svernamento da quelle di nidificazione, le colonie sono localizzate solo nel Mar Mediterraneo. Per quanto riguarda la conservazione in Italia, è particolarmente importante sottolineare che la maggioranza delle coppie è concentrata in un solo sito, Linosa. Pertanto, eventi che mettessero a rischio questo sito inciderebbero gravemente sulla conservazione dell'intera specie, a livello nazionale ed europeo. Secondo BirdLife International le principali minacce alla specie sono rappresentate dalla predazione ad opera di mammiferi invasivi, *in primis* il Ratto nero (*Rattus rattus*), e l'uccisione accidentale nelle reti e lenze da pesca. Il disturbo alla colonia può limitare la disponibilità di siti per la collocazione del nido, mentre la presenza di imbarcazioni può ostacolare il foraggiamento ed il *rafting*. Inoltre, la Berta maggiore risente della riduzione della disponibilità di prede dovuta al deterioramento delle condizioni ecologiche del mare e all'eccessivo sfruttamento delle risorse ittiche da parte dell'uomo.

4. TRACCIATI GPS E METODOLOGIA ADOTTATA

Il lavoro di telemetria è stato focalizzato sull'ottenimento dei tracciati di foraggiamento di adulti riproduttori di Berta maggiore nidificanti nelle maggiori colonie italiane, seguiti sia durante il periodo di incubazione che di allevamento dei piccoli.

La necessità di lavorare prioritariamente presso le principali colonie si scontra con una serie di valutazioni relative alla fattibilità logistica di svolgere il lavoro di campo: raggiungibilità del sito e possibilità di lavorare di notte, di avere corrente elettrica, di poter rimanere sul sito per almeno due settimane consecutive, di avere accessibilità ai nidi e, non meno importante, di avere sufficienti risorse economiche per lo svolgimento dell'attività in una determinata area. A questi limiti si aggiunge la necessità di lavorare in una colonia in cui i ratti siano assenti o poco presenti, almeno nell'area in cui si svolge il lavoro di campo. La predazione di un uovo o di un pulcino provoca, infatti, l'abbandono del nido da parte dei genitori, riducendo così drasticamente la possibilità di ricatturare gli individui dotati di GPS-logger. Grosse difficoltà operative si hanno, ad esempio, anche nelle colonie in cui la specie nidifica esclusivamente in alte falesie a picco sul mare. Tenendo in considerazione tutti questi fattori, è stato possibile svolgere il lavoro di campo dal 2008 al 2013 in quattro diverse colonie:

- **Linosa**: rappresenta la più grande colonia europea di Berta maggiore con circa 10˙000 coppie stimate (Baccetti *et al.* 2009). Il lavoro di campo è stato svolto sia durante l'incubazione, nel 2008, che durante l'allevamento dei piccoli nel 2008, 2009 e 2012.

- **Arcipelago delle Tremiti**: l'arcipelago ospita 300-400 coppie (Baccetti *et al.* 2009) e rappresenta l'unica colonia italiana del Mar Adriatico e probabilmente la più grande della regione adriatica. La difficoltà di accesso ai nidi, situati quasi esclusivamente in falesia, non ha permesso il lavoro di campo di notte e pertanto è stato possibile lavorare unicamente durante l'incubazione. Il lavoro è stato svolto sull'isolotto di Capraia nelle stagioni riproduttive 2009 e 2010.

- **Arcipelago di La Maddalena**: nel suo complesso l'arcipelago ospita 400-1˙000 coppie (Baccetti *et al.* 2009), ma biologicamente appare sensato considerare come parte della stessa colonia anche le 250-400 coppie nidificanti sull'isola corsa di Lavezzi (Thimbault 1993). Così composta la colonia rappresenta la più grande del Tirreno. Il lavoro di campo è stato svolto sugli isolotti di Spargiotto, Carpa e Barettini, sia durante l'incubazione, nel 2011 e nel 2013, che durante l'allevamento dei piccoli nel 2013.

- **Arcipelago Toscano**: con le sue 250-500 coppie (Baccetti *et al.* 2009), quella dell'Arcipelago Toscano risulta essere una delle maggiori colonie del Tirreno. Il lavoro di campo è stato svolto nel 2010 e 2011, durante l'allevamento dei piccoli, sull'isolotto di La Scola, dove nidificano 60-100 coppie.

Durante l'incubazione, l'adulto trascorre diversi giorni a digiuno sull'uovo, fino a quando il partner torna dal viaggio di foraggiamento per dargli il cambio. In questa fase della riproduzione, gli uccelli sono stati catturati di giorno durante la cova, quindi pesati, inanellati, dotati di GPS-logger e marcati sul petto con un colore atossico e inodore (Fig. 4.1 - il colore viene dilavato dopo pochi giorni in mare). Dopo l'apposizione del GPS-logger, il nido è stato controllato giornalmente al fine di appurare che l'individuo marcato con il colore atossico e dotato di strumento, fosse stato sostituito dal partner nella cova e avesse quindi ripreso il mare. Da questo momento il GPS ha iniziato a raccogliere i dati per tutto il viaggio di foraggiamento. Il GPS-logger è stato quindi rimosso non appena l'uccello, tornato dal suo viaggio, ha ripreso il turno di cova. In alcuni casi è stato possibile catturare e applicare il GPS-logger a entrambi i partner: prima a uno poi all'altro al momento del cambio di cova.

Nella fase successiva alla schiusa, gli adulti lasciano il pulcino da solo nel nido, tornando solo di notte per alimentarlo. Durante l'allevamento dei piccoli, quindi, l'attività di cattura in colonia si è svolta unicamente di notte.

Poiché gli adulti trascorrono poco tempo nel nido con il pulcino, non è stato sempre possibile ricatturare l'uccello con GPS-logger al ritorno dal suo primo viaggio di foraggiamento. In questi casi dunque, sono stati raccolti per uno stesso individuo più tracciati di foraggiamento consecutivi.

Fig. 4.1 – Individuo in cova con GPS-logger sul dorso e marcatura con colore atossico e inodore. La macchia colorata viene completamente dilavata dopo pochi giorni in mare (Foto: Jacopo G. Cecere).

I tracciati sono stati ottenuti utilizzando 5 diversi modelli di GPS-logger. Uno della Earth & Ocean Technologies (mini-GPS, 19.4 g, batteria da 500 mA), due differenti modelli della Technosmart (GiPSy-2, 11.9 g, batteria 500 mA, GiPSy-2, 9.8 g, batteria 250 mA) e due modelli della Perthold Engineering LLC (CatTraq GT-120, 16 g, batteria 500 mA, e CatTraq GT-120, 11 g, batteria 250 mA). Tutti gli strumenti sono stati configurati per registrare la posizione e la velocità istantanea ogni 10 minuti. Gli strumenti sono stati attaccati alle piume del dorso per mezzo di 3-4 striscette di un particolare nastro adesivo marino (Tesa® SE, Hamburg, Germany).

Dal 2008 al 2013 sono stati raccolti 219 tracciati da 188 individui, 50 dei quali seguiti durante l'incubazione e i restanti durante l'allevamento dei piccoli (Fig. 4.2).

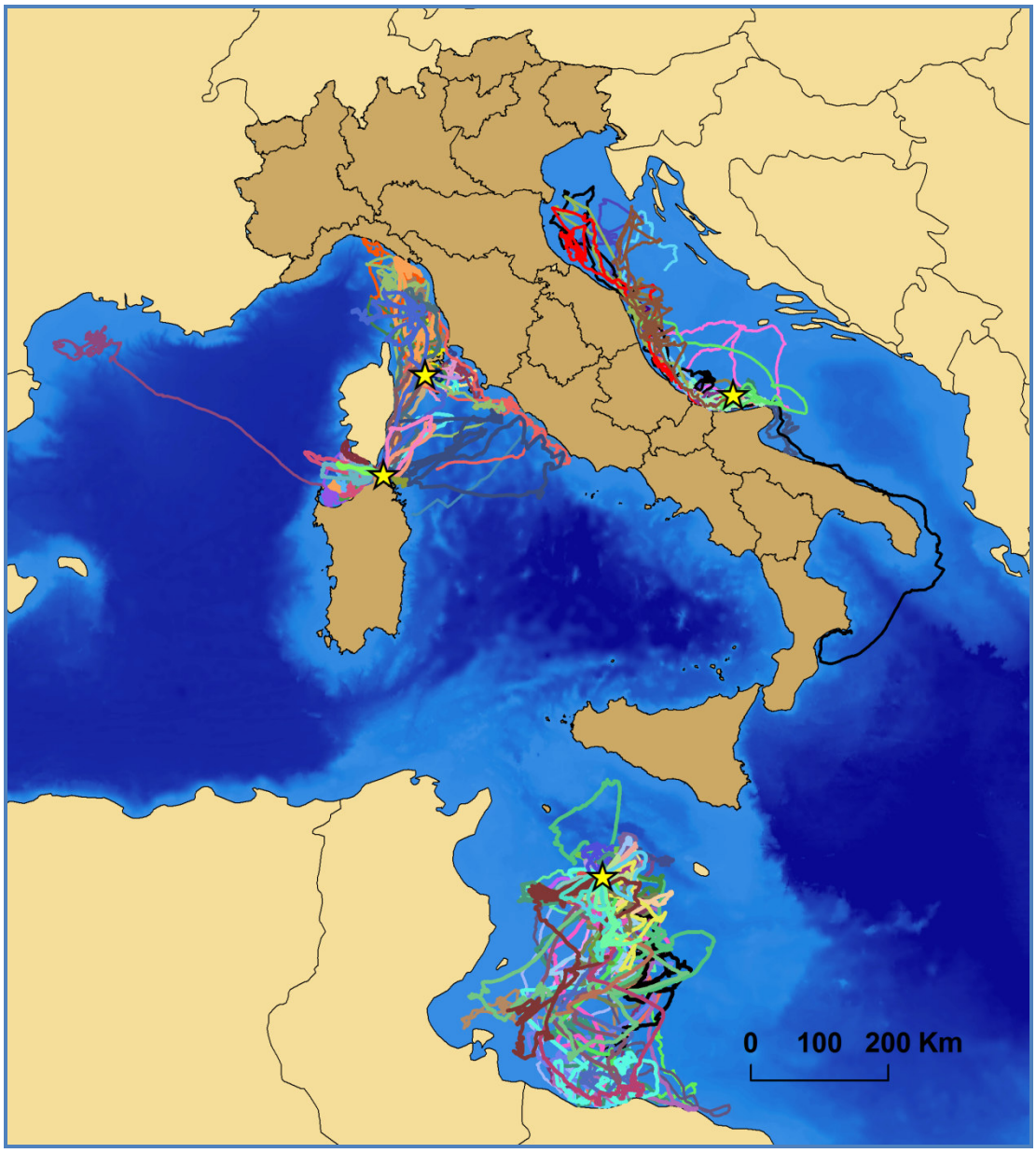


Fig. 4.2 – Tracciati GPS dei 188 individui seguito con GPS-logger e nidificanti in 4 colonie italiane (stelle gialle): Arcipelago Toscano, Arcipelago di La Maddalena, Arcipelago delle Tremiti e Linosa.

5. ANALISI DEI TRACCIATI

L'analisi dei tracciati ha lo scopo di individuare aree che, regolarmente nel tempo, contengano un'alta percentuale di presenza di uccelli marini, approcciando i dati in modo da ottenere delle stime statisticamente valide. Sia le analisi statistiche sia le procedure di ottenimento dei poligoni sono state condotte con il *software* statistico *open source* R (http://www.r-project.org/).

Data-set

Non è sempre stato possibile ottenere un campione sufficiente di tracciati per ogni fase del ciclo riproduttivo della Berta maggiore; in particolare, nelle colonie di La Maddalena e Linosa il numero di individui seguiti durante il periodo di incubazione è stato inferiore a 15, il numero minimo richiesto dai protocolli BirdLife International per poter effettuare le analisi (BirdLife International 2010). Di conseguenza, in queste due colonie i tracciati dei viaggi di foraggiamento relativi al periodo di incubazione sono stati analizzati cumulandoli ai tracciati dei viaggi ottenuti durante l'allevamento dei pulcini. Nell'analisi sono stati utilizzati i diversi viaggi effettuati da uno stesso individuo, ma solo dopo aver testato statisticamente la loro indipendenza (si veda il paragrafo successivo).

Complessivamente, quindi, sono stati analizzati 4 *data-set*, ciascuno relativo ad una colonia: Linosa (incubazione + allevamento), Tremiti (incubazione), Arcipelago di La Maddalena (incubazione + allevamento), Arcipelago Toscano (allevamento).

Raggio di interazione con l'ambiente circostante

Per identificare le aree in cui ogni individuo ha passato la maggior parte del proprio tempo in ogni viaggio, è stata utilizzata l'analisi di stima di densità Kernel (*Kernel Density Estimation* - KDE). Il calcolo della KDE necessita di conoscere a priori, intorno ad ogni punto, il raggio di interazione di ogni individuo sull'ambiente circostante - valore denominato *smoothing factor* - individuando quindi lo spazio che effettivamente viene utilizzato da ogni uccello localizzato in una determinata posizione. La localizzazione rappresenta, infatti, un'unità puntiforme unidimensionale, mentre l'uso effettivo dello spazio è tridimensionale o, approssimando, quantomeno bidimensionale. Ai fini di riconoscere le aree principali di foraggiamento, ovvero delle superfici, è necessario tradurre in unità bidimensionale ogni localizzazione. Per assegnare uno *smoothing factor* in modo coerente con i propositi di conservazione, valido quindi per descrivere effettivamente l'uso dell'ambiente fatto da ogni individuo, è stata utilizzata una metodologia di analisi dei dati denominata *First Passage Time* (FPT) (Fauchald e Tveraa 2003), in grado di tenere in considerazione l'ecologia della specie in esame e determinare il suo grado di interazione con il territorio (Suryan 2009). Per identificare il raggio di interazione con l'ambiente è stato utilizzato uno script di R ottimizzato a questo scopo basato sulla funzione FTP in *adehabitat* package (Calenge 2006).

Identificazione delle *core area*

Per definire le aree intensamente utilizzate (*core area*) da ogni individuo sulla base della KDE, applicata usando lo specifico valore di *smoothing factor*, sono state selezionate le superfici che racchiudono il 50% delle osservazioni per ogni singolo viaggio. Per ottenere questo risultato ci si è basati sullo *batchUD* della funzione *kernelUD* nel pacchetto software *adehabitat* (Calenge 2006). La soglia del 50% è proposta da BirdLife quale miglior compromesso tra l'individuazione dell'intero areale usato da una popolazione e l'esigenza di restringere l'identificazione alle aree caratterizzate da una maggiore densità stimata di individui della popolazione studiata.

Controllo dell'indipendenza dei dati

Come già premesso all'inizio del capitolo, diversi viaggi effettuati dallo stesso individuo possono configurarsi come repliche e causare un'interpretazione scorretta dei dati ottenuti a livello di popolazione a causa della possibile tendenza individuale di frequentare sempre le stesse zone (Hamer *et al.* 2001, Weimerskirch 2007). Attraverso il Mann-Whitney U-test è stata quindi valutata l'indipendenza dei singoli viaggi confrontando la varianza tra i viaggi multipli dello stesso individuo con la varianza dell'intera popolazione campionata. Nel caso la varianza intra-gruppo fosse risultata significativamente superiore ($p<0.25$) alla varianza intra-individuo non sarebbe stato possibile utilizzare i diversi viaggi come indipendenti e sarebbe stato necessario utilizzare un solo tracciato per individuo. Per tutte le colonie campionate, la varianza intra-gruppo non è invece risultata significativamente maggiore a quella intra-individuo (cfr tabelle 5.2, 5.3, 5.4, 5.5), per cui è stato possibile utilizzare anche più tracciati riferiti ad uno stesso individuo.

La rappresentatività del campione

Perché dai dati ottenuti dagli individui seguiti tramite telemetria si possano ottenere risultati robusti è necessario valutare quanto il campione sia effettivamente rappresentativo della popolazione oggetto di studio. Questo viene fatto attraverso un approccio analitico che valuta come varia la distribuzione dei dati all'aumentare del numero di individui campionati attraverso la tecnica di *bootstrapping* (Quinn e Keough 2002). Questa tecnica valuta quanto ogni singolo viaggio contribuisce alla definizione della distribuzione d'uso del territorio man mano che ogni viaggio viene incluso nel campione. Nel momento in cui l'aggiunta di nuovi viaggi non comporti significative variazioni nei risultati ottenuti, si può assumere che il campione abbia raggiunto una dimensione sufficiente a rappresentare la popolazione di origine. La proporzione tra il numero di individui effettivamente seguiti e il valore del campione teorico completamente rappresentativo fornisce un'indicazione di quanto il lavoro di raccolta dati sia efficiente nel restituire dati utili.

L'area geografica in cui si collocano le *core area* individuate è stata suddivisa in unità territoriali con una griglia di 0.005 gradi decimali di maglia, sia in longitudine che in latitudine. Per ogni cella della griglia è stato calcolato il numero di individui la cui *core area* comprende la cella stessa in modo da identificare i *foraging hotspot*, ovvero l'area (numero di celle) utilizzata da un numero significativo di individui, ovvero l'area che può essere considerata come parte di un'IBA marina candidata. Per una sovrapposizione del 90% tra campione reale e teorico (*bootstrapping)* è sufficiente l'uso da parte del 10% del campione per definire una zona come *foraging hotspot*. Al diminuire della rappresentatività del campione andrà aumentando, con un approccio conservativo, la percentuale di individui (valore soglia) necessaria a definire un'area come *foraging hotspot* (tabella 5.1). Tra le quattro colonie campionate due hanno mostrato una rappresentatività superiore al 90% e due una rappresentatività compresa tra l'80 e il 90% (cfr tabelle 5.2, 5.3, 5.4, 5.5).

Rappresentatività del campione	Valore soglia	Colonie incluse nella categoria
> 90%	10%	Arc. Toscano Linosa
80% – 90%	12.5 %	Arc. Tremiti Arc. La Maddalena

***Tab.5.1** – Percentuale minima di individui campionati la cui* core area *ricade all'interno di un sito per poterlo proporre come IBA marina in relazione alla rappresentatività del* dataset*, secondo i protocolli BirdLife International. Ogni colonia campionata è assegnata alla categoria relativa in cui ricade.*

LINOSA

Dimensione della colonia: 10·000 coppie			
Anno	**Periodo**	**N° individui seguiti**	**N° tracciati**
2008	Incubazione	14	14
2008	Allevamento piccoli	18	18
2009	Allevamento piccoli	30	33
2012	Allevamento piccoli	37	44
Totale		**99**	**109**

Resp. Attività di campo: Jacopo G. Cecere. **Collaboratori principali**: Pedro Geraldes, Carlo Catoni, Ivan Maggini, Marco Cianchetti, Simona Imperio, Giacomo Dell'Omo, Stefania Gasperini, Andrea Ferri, Costanza Matricardi, Bruno Massa, Licia Calabrese. **Finanziamento**: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (2008); Lipu-UK (2009-2013).

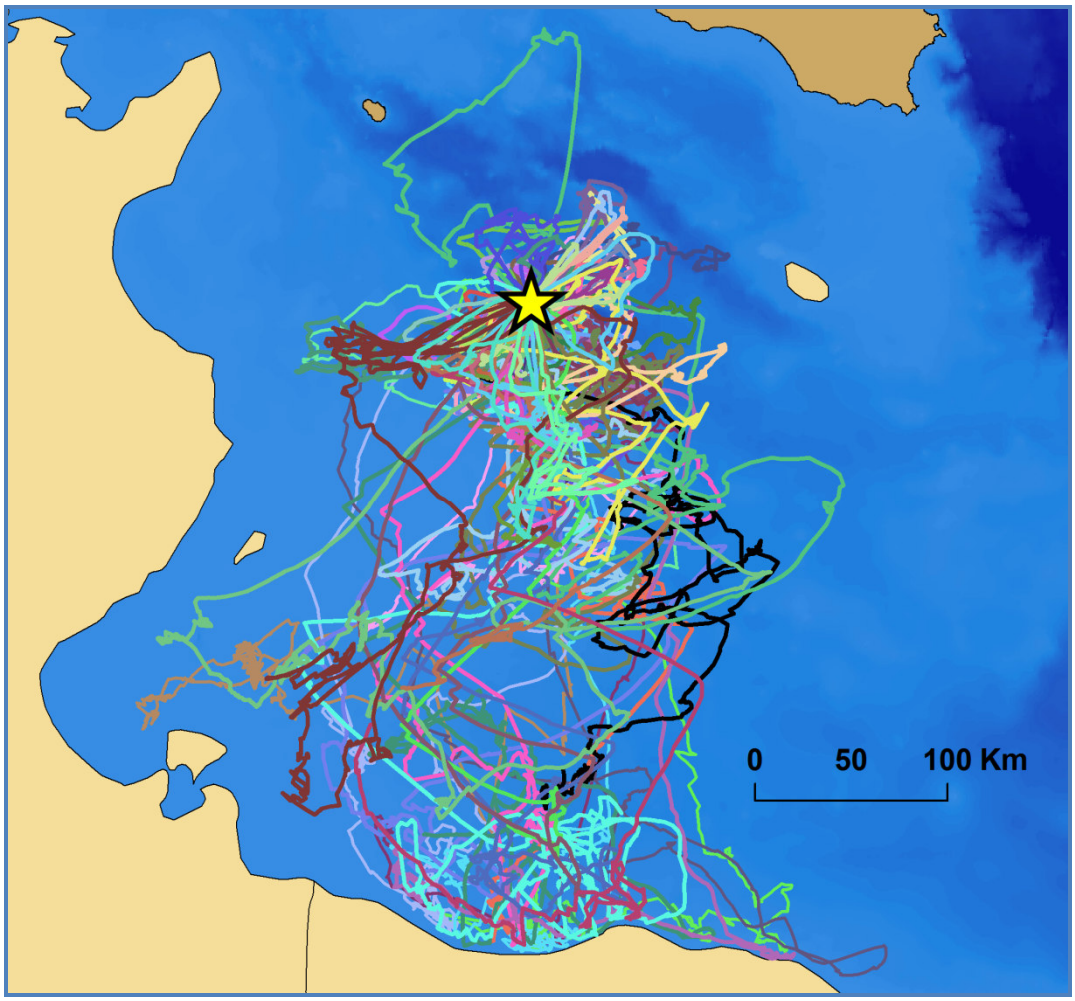
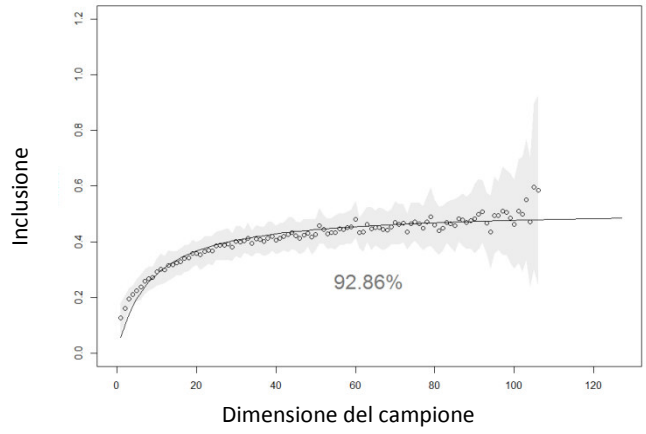


Fig. 5.1 – Tracciati di foraggiamento delle berte maggiori nidificanti a Linosa.

LINOSA		
Test della varianza	**Smooting factor (km)**	**Valore soglia**
P = 0,8	7,34	10%



Tab. 5.2 – Significatività del test della varianza e valore dello smooting factor *utilizzato per la computazione delle analisi kernel per il* dataset *di Linosa. È stata rigettata l'ipotesi nulla: la varianza tra poligoni dello stesso animale non è significativamente differente dalla varianza tra poligoni di animali differenti. Ciò ha permesso di utilizzare più viaggi dello stesso animale. Valore soglia: per ogni cella viene ottenuta la percentuale di* core area *al 50% individuali che ricadono al suo interno. Il valore soglia rappresenta la minima percentuale necessaria per includere la cella nell'IBA marina (valore definito da BirdLife in base al risultato del* bootstrap*, tab 5.1).*

Fig. 5.3 – Bootstrap*. Contributo dato dall'inclusione di un nuovo viaggio alla distribuzione spaziale al crescere della dimensione del campione. Il* plateaux *rappresenta il valore dal quale nuove inclusioni non determinano più cambiamenti nella distribuzione (ideale). In percentuale è data la proporzione tra il campione reale e quello ideale.*

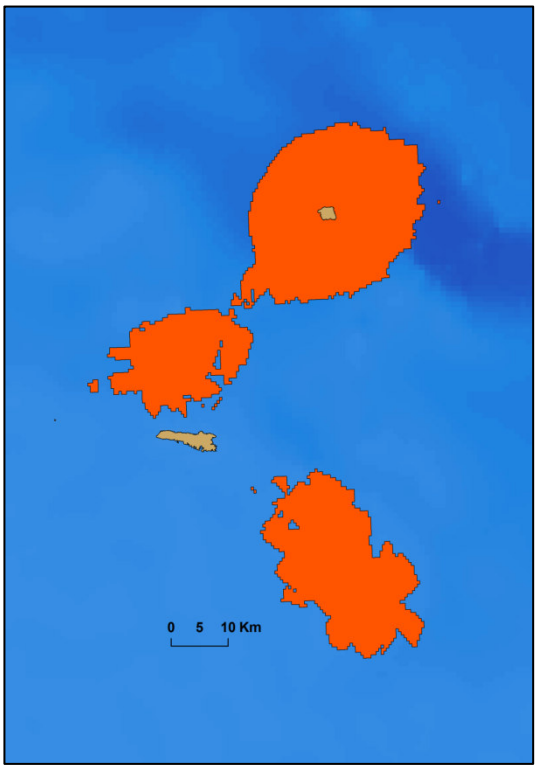


Fig. 5.4 – Aree di maggior utilizzo risultate per la Berta maggiore nidificante a Linosa.

ARCIPELAGO DELLE TREMITI

Dimensione della colonia: 300-400 coppie			
Anno	**Periodo**	**N° individui seguiti**	**N° tracciati**
2009	Incubazione	11	11
2010	Incubazione	15	15
Totale		**26**	**26**

Resp. Attività di campo: Jacopo G. Cecere. **Collaboratori**: Carlo Catoni, Ivan Maggini, Marco Cianchetti, Simona Imperio, Katarina Marcekova, Pierandrea Brichetti, Giuseppe La Gioia, Andrea Ferri, Costanza Matricardi, Enzo Savo, Anna Palumbo. **Finanziamento**: Lipu-UK.

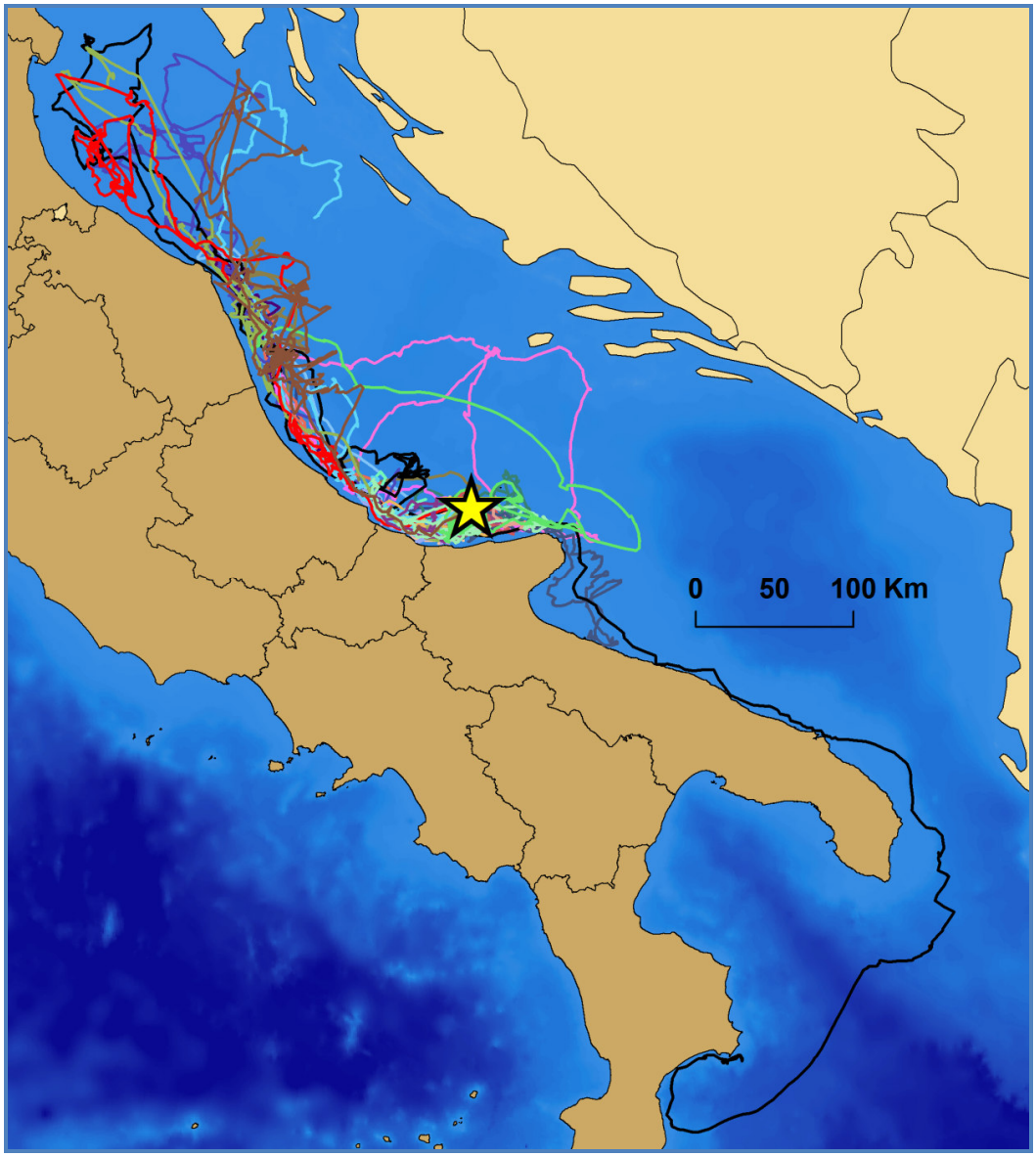
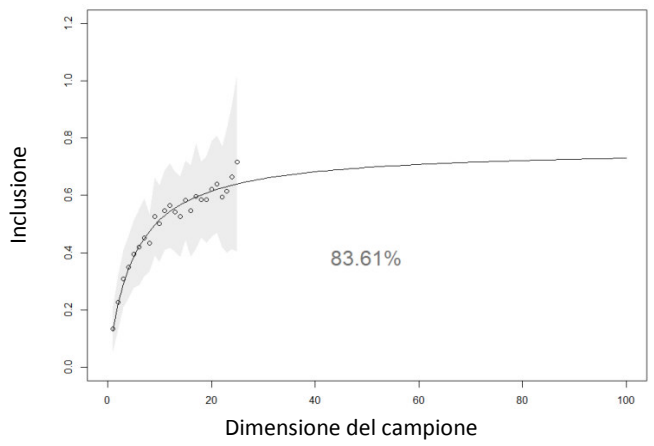


Fig. 5.5 – Tracciati di foraggiamento delle berte maggiori nidificanti all'Arcipelago delle Tremiti.

Arc. TREMITI		
Test della varianza	**Smooting factor (km)**	**Valore soglia**
-	11,69	12,5



Tab. 5.3. Significatività del test della varianza e valore dello smooting factor *utilizzato per la computazione delle analisi kernel per il* dataset *di Linosa. È stata rigettata l'ipotesi nulla: la varianza tra poligoni dello stesso animale non è significativamente differente dalla varianza tra poligoni di animali differenti. Ciò ha permesso di utilizzare più viaggi dello stesso animale. Valore soglia: per ogni cella viene ottenuta la percentuale di* core area *al 50% individuali che ricadono al suo interno. Il valore soglia rappresenta la minima percentuale necessaria per includere la cella nell'IBA marina (valore definito da BirdLife in base al risultato del* bootstrap*, tab 5.1).*

Fig. 5.6 – Bootstrap. Contributo dato dall'inclusione di un nuovo viaggio alla distribuzione spaziale al crescere della dimensione del campione. Il plateaux rappresenta il valore dal quale nuove inclusioni non determinano più cambiamenti nella distribuzione (ideale). In percentuale è data la proporzione tra il campione reale e quello ideale.

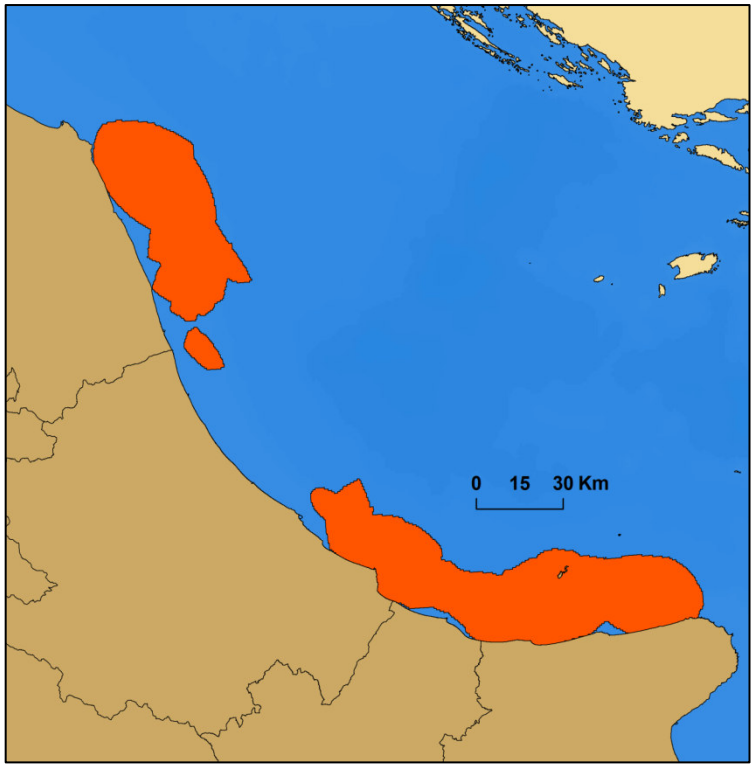


Fig. 5.7 – Aree di maggior utilizzo risultate per la Berta maggiore nidificante all'Arcipelago delle Tremiti.

ARCIPELAGO DI LA MADDALENA

Dimensione della colonia: 400-1.000 coppie			
Anno	**Periodo**	**N° individui seguiti**	**N° tracciati**
2011	Incubazione	7	7
2013	Incubazione	3	3
2013	Allevamento piccoli	32	32
Totale		**42**	**55**

Resp. Attività di campo: Jacopo G. Cecere**.** **Collaboratori**: Ivan Maggini, Marco Cianchetti, Simona Imperio, Stefania Gasperini, Elisa Ranchelli, Antea Portanova, Simona Picardi,Alessandro Mazzoleni, Giulia Capobianco Dondona, Mauro Santini. **Finanziamento**: Lipu-UK.

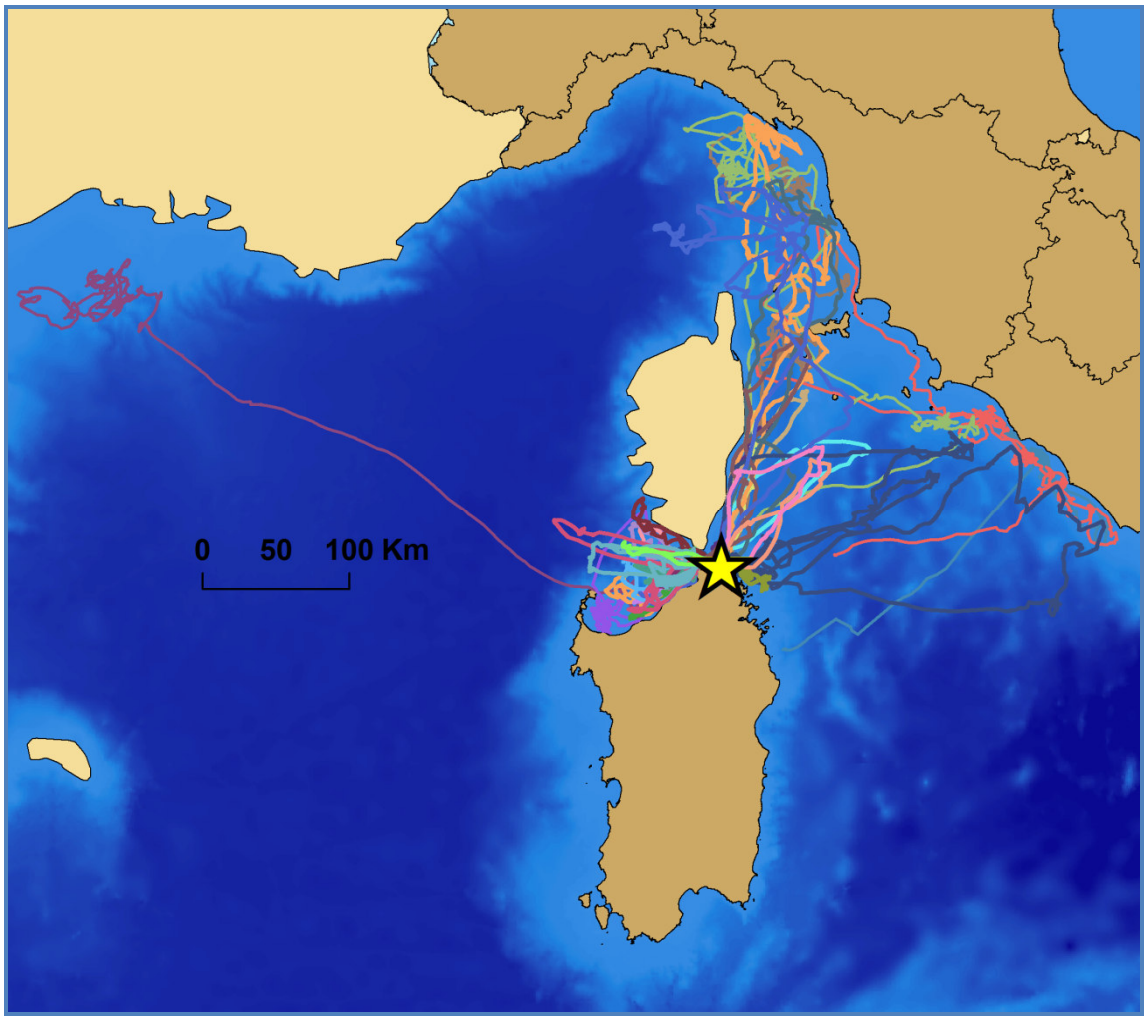
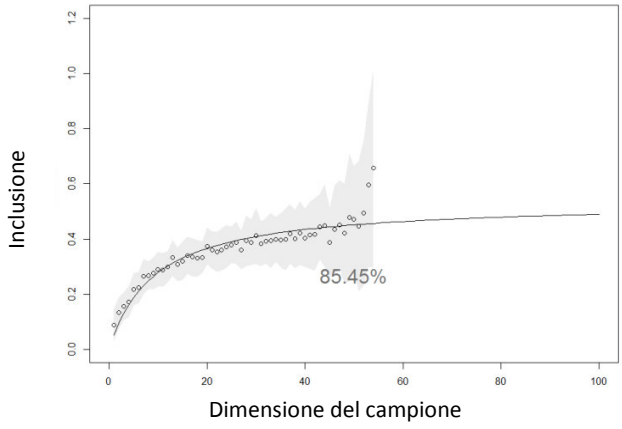


Fig. 5.8 – Tracciati di foraggiamento delle berte maggiori nidificanti all'Arcipelago di La Maddalena.

Arc. LA MADDALENA		
Test della varianza	**Smooting factor (km)**	**Valore soglia**
P = 0,95	8,63	12,5



Tab. 5.4. Significatività del test della varianza e valore dello smooting factor *utilizzato per la computazione delle analisi kernel per il* dataset *di Linosa. È stata rigettata l'ipotesi nulla: la varianza tra poligoni dello stesso animale non è significativamente differente dalla varianza tra poligoni di animali differenti. Ciò ha permesso di utilizzare più viaggi dello stesso animale. Valore soglia: per ogni cella viene ottenuta la percentuale di* core area *al 50% individuali che ricadono al suo interno. Il valore soglia rappresenta la minima percentuale necessaria per includere la cella nell'IBA marina (valore definito da BirdLife in base al risultato del* bootstrap*, tab 5.1).*

Fig. 5.9 – Bootstrap*. Contributo dato dall'inclusione di un nuovo viaggio alla distribuzione spaziale al crescere della dimensione del campione. Il* plateaux *rappresenta il valore dal quale nuove inclusioni non determinano più cambiamenti nella distribuzione (ideale). In percentuale è data la proporzione tra il campione reale e quello ideale.*

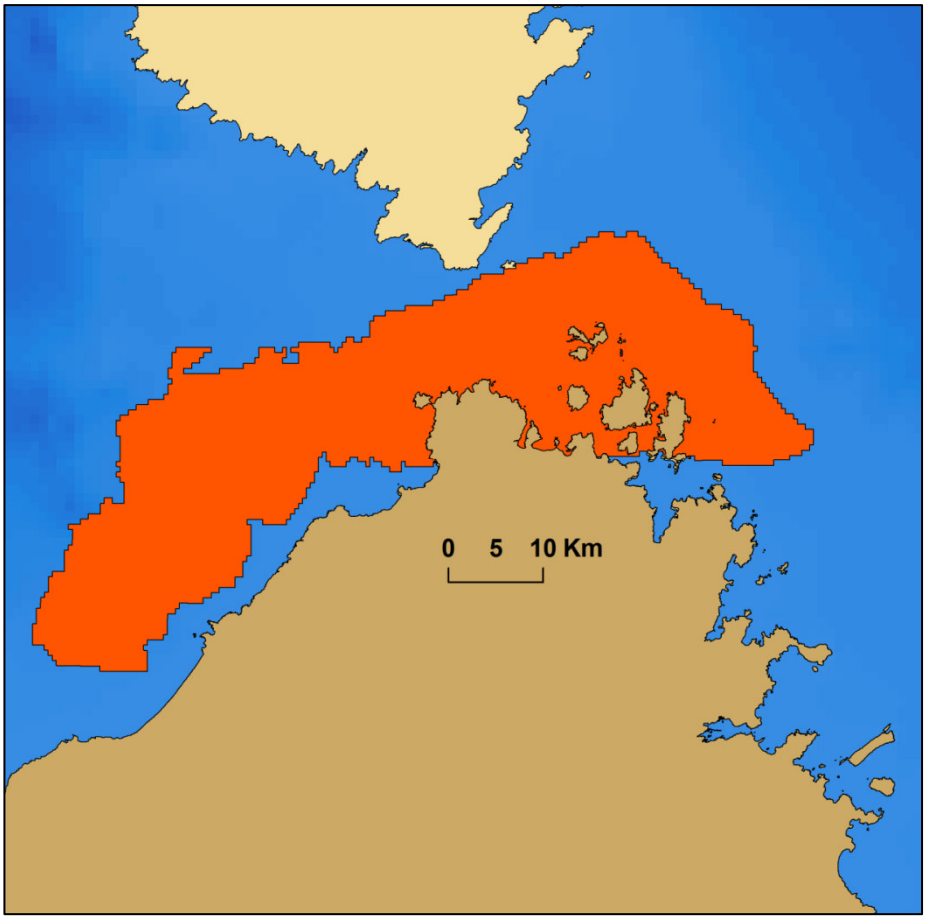


Fig. 5.10 – Aree di maggior utilizzo risultate per la Berta maggiore nidificante all'Arcipelago di La Maddalena.

ARCIPELAGO TOSCANO

Dimensione della colonia: 250-500 coppie			
Anno	**Periodo**	**N° individui seguiti**	**N° tracciati**
2010	Allevamento piccoli	10	11
2013	Allevamento piccoli	11	18
Totale		**21**	**29**

Resp. Attività di campo: Jacopo G. Cecere. **Collaboratori**: Ivan Maggini, Simona Imperio; il COT: Nicola Baccetti, Paolo Sposimo, Iacopo Corsi, Nicola Maggi, Benedetta Marchi, Ali Berbash, Mario Cozzo, Enrica Pollonara; il Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano: Francesca Giannini. **Finanziamento**: Lipu-UK; Parco Nazionale Arcipelago Toscano attraverso il progetto COREM "Cooperazione delle reti ecologiche nel Mediterraneo".

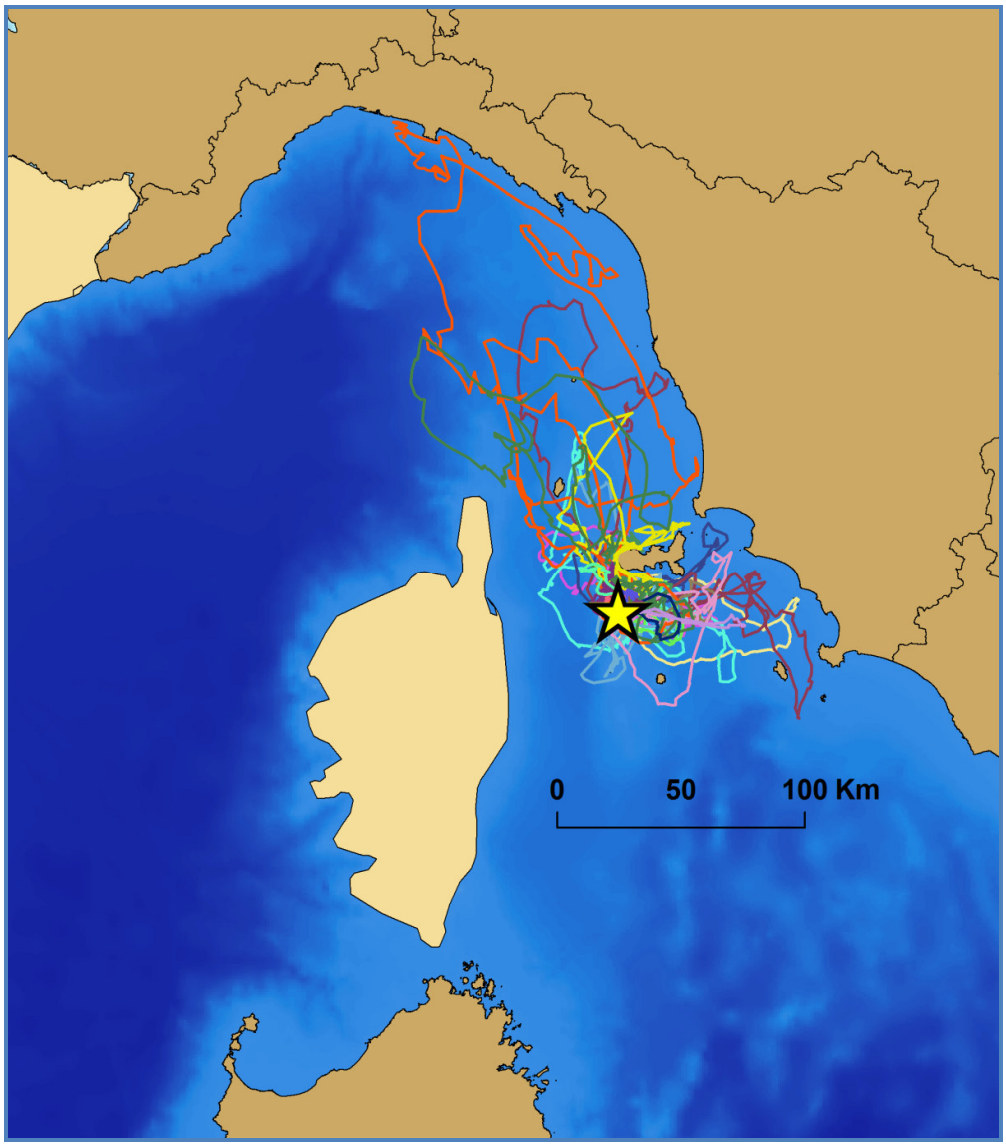
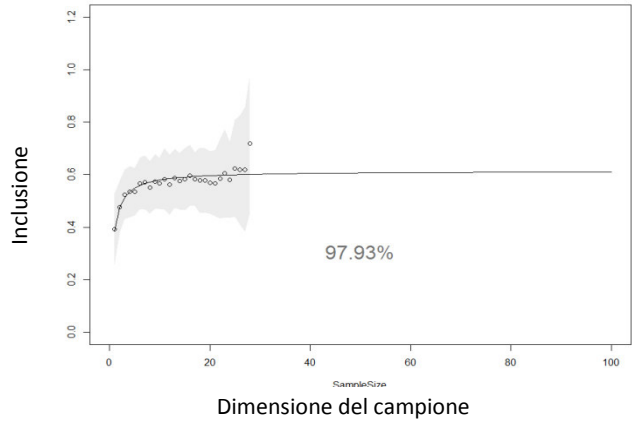


Fig. 5.11 – Tracciati di foraggiamento delle berte maggiori nidificanti all'Arcipelago Toscano.

Arc. TOSCANO		
Test della varianza	**Smooting factor (km)**	**Valore soglia**
P = 0,91	8,85	10



Tab. 5.5. Significatività del test della varianza e valore dello smooting factor *utilizzato per la computazione delle analisi kernel per il* dataset *di Linosa. È stata rigettata l'ipotesi nulla: la varianza tra poligoni dello stesso animale non è significativamente differente dalla varianza tra poligoni di animali differenti. Ciò ha permesso di utilizzare più viaggi dello stesso animale. Valore soglia: per ogni cella viene ottenuta la percentuale di* core area *al 50% individuali che ricadono al suo interno. Il valore soglia rappresenta la minima percentuale necessaria per includere la cella nell'IBA marina (valore definito da BirdLife in base al risultato del* bootstrap*, tab 5.1).*

Fig. 5.12 – Bootstrap*. Contributo dato dall'inclusione di un nuovo viaggio alla distribuzione spaziale al crescere della dimensione del campione. Il* plateaux *rappresenta il valore dal quale nuove inclusioni non determinano più cambiamenti nella distribuzione (ideale). In percentuale è data la proporzione tra il campione reale e quello ideale.*

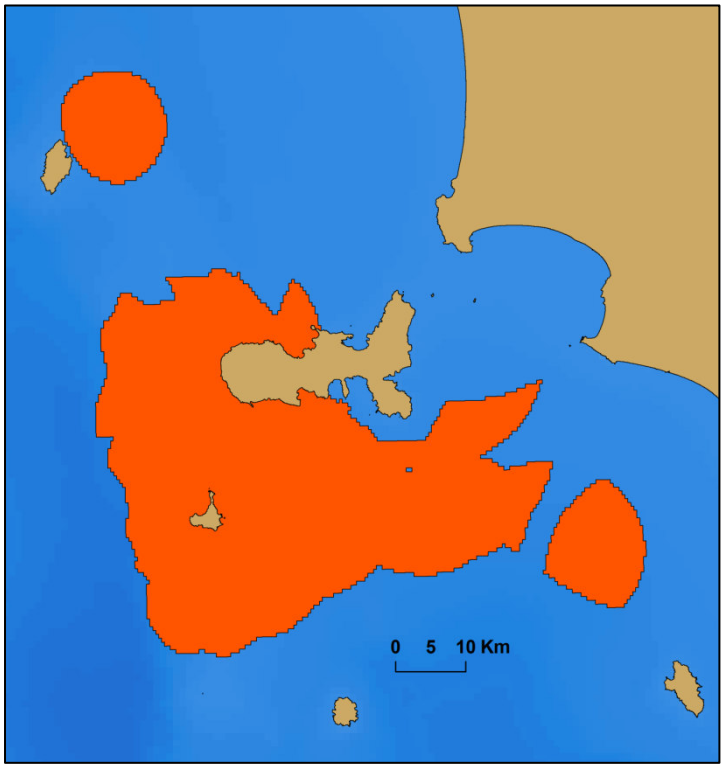


Fig. 5.13 – Aree di maggior utilizzo risultate per la Berta maggiore nidificante all'Arcipelago Toscano.

6. IBA MARINE PER LA CONSERVAZIONE DELLA BERTA MAGGIORE

L'analisi standardizzata dei tracciati, descritta nei precedenti capitoli, ha portato all'individuazione delle aree più utilizzate dalla Berta maggiore nidificante in Italia (Fig. 5.4, 5.7, 5.10, 5.13).

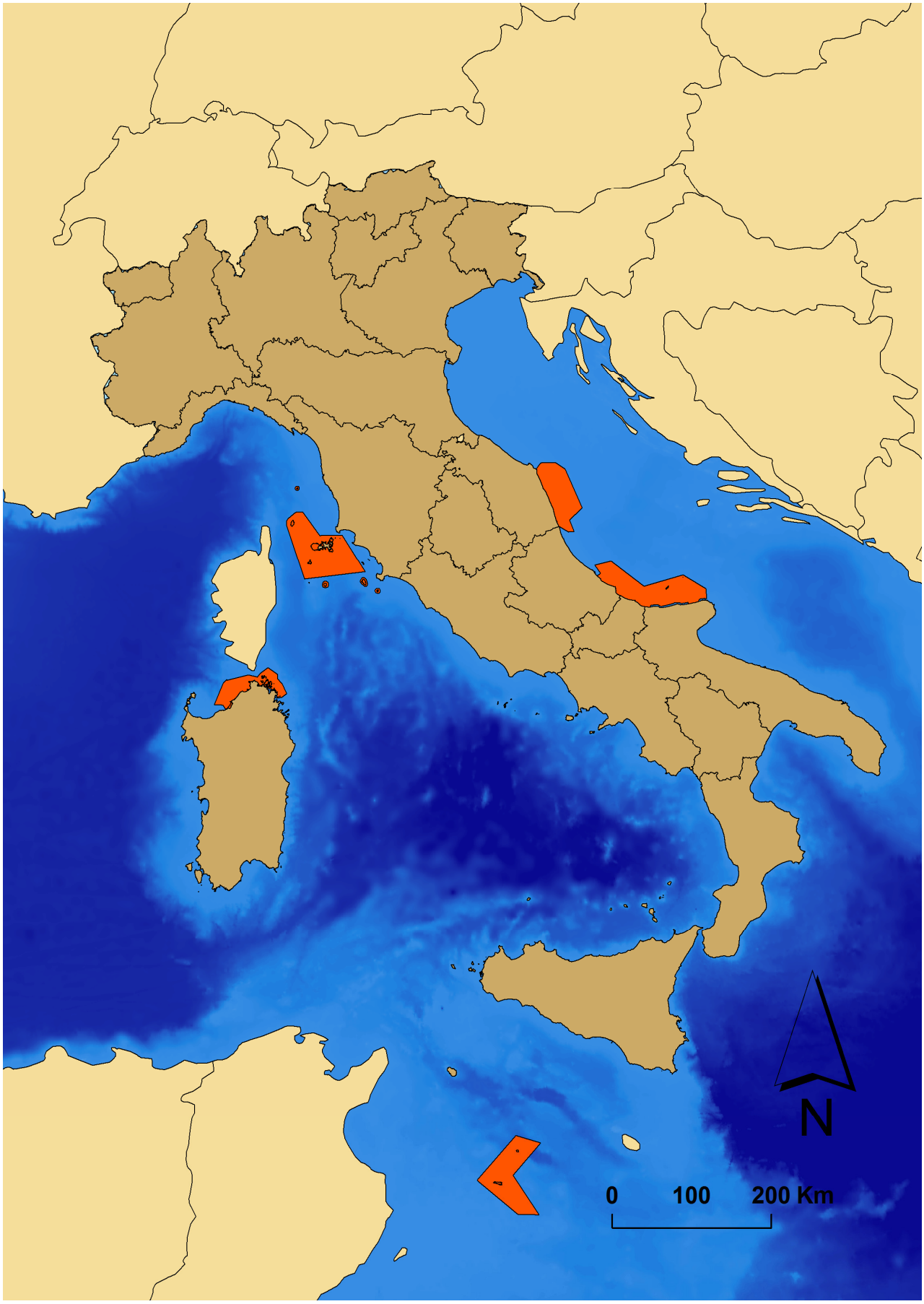
Siccome i perimetri di tali aree sono molto frastagliati, e quindi non adatti per fini gestionali, si è poi proceduto a definire dei confini più netti e più idonei per la precisa delimitazione cartografica e per la futura gestione di queste aree. Durante questo lavoro di definizione dei confini, si è tenuto conto della presenza di preesistenti IBA marine che si andavano a sovrapporre alle aree ottenute dall'analisi dei tracciati. Casi di sovrapposizione si sono infatti presentati per ognuna delle quattro aree di particolare importanza per la Berta maggiore identificate nel presente studio, in conseguenza del fatto che parti di queste aree erano già state inserite nell'inventario delle IBA del 2002 perché caratterizzate dalla presenza di colonie di specie marine. Come da indicazioni di BirdLife, è stata quindi effettuata l'unione di ciascuna delle nuove aree importanti per la Berta maggiore con una parte o con la totalità delle IBA marine preesistenti e sovrapposte (per i dettagli si vada alla descrizione delle IBA marine della Berta maggiore alle pagine successive). Come risultato del lavoro di ridefinizione dei confini si sono ottenute quattro IBA marine candidate.

Come successivo passo del percorso di identificazione delle IBA marine (descritto a pag. 9), si è verificato quali criteri IBA (di cui alla Tabella 2.1) potevano essere applicati ad ognuna delle quattro aree identificate. Sono stati quindi attribuiti i seguenti criteri:

i) A4, B1 e B2 per l'IBA marina candidata di Linosa;
ii) B3 per l'IBA marina candidata dell'Arcipelago delle Tremiti;
iii) B3 per l'IBA marina candidata dell'Arcipelago de La Maddalena;
iv) B3 per l'IBA marina candidata dell'Arcipelago Toscano.

Infine, con l'inserimento delle quattro IBA marine candidate nel World Bird Data Base di BirdLife e la loro validazione da parte del Segretariato di BirdLife Europe si è conclusa l'individuazione **delle IBA marine per la Berta maggiore** in Italia.

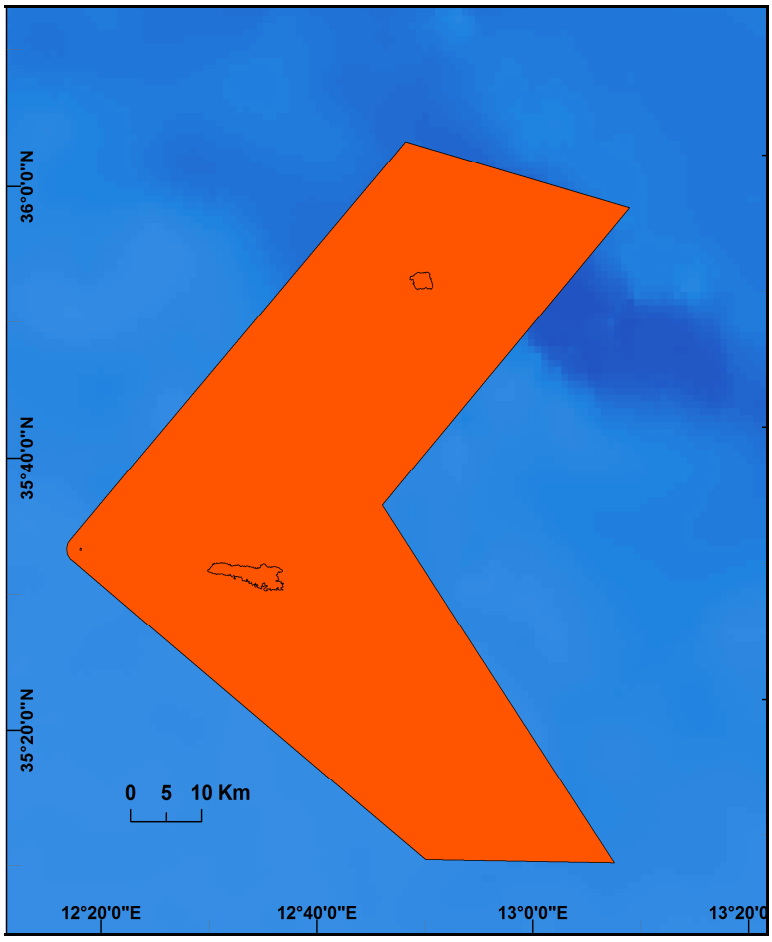
Nelle pagine successive è riportata la loro descrizione.


N
0
100
200 Km

IBA 221 ISOLE PELAGIE

Specie qualificante: Berta maggiore *Calonectris diomedea* (10˙000 coppie stimate).
Altre specie ornitiche marine: Berta minore *Puffinus yelkouan*, Uccello delle tempeste *Hydrobates pelagicus*. Il Marangone dal ciuffo *Phalacrocorax aristotelis,* un tempo presente, oggi è scomparso dalle isole Pelagie.
Criteri: A4iii, B1ii, B2.
Tipologia: estensione a mare di colonie marine e area pelagica.
Superficie: 366˙766 ha (porzione marina: 364˙163 ha, porzione terrestre: 2˙613).
Descrizione: l'IBA comprende le isole di Lampedusa e Lampione, che fanno parte della placca continentale africana e derivano da una frattura del continente stesso, e l'isola di Linosa, di origine vulcanica, e un'ampia porzione di mare che circonda l'arcipelago. Sull'isola di Linosa è localizzata la seconda colonia più grande per dimensioni a livello globale di Berta maggiore. L'IBA include anche la colonia di Berta minore di Lampedusa.

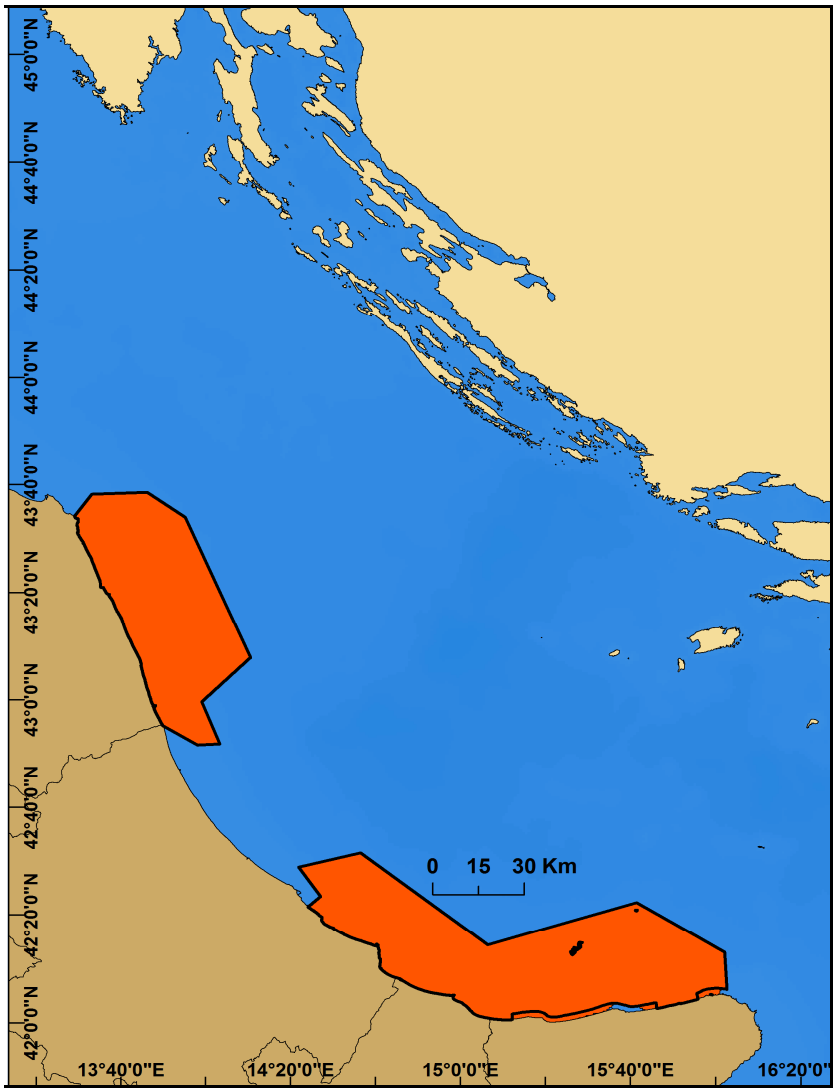
L'area di maggior utilizzo da parte delle berte maggiori della colonia di Linosa individuata mediante telemetria si sovrapponeva parzialmente con la preesistente IBA 168 'Pantelleria e isole Pelagie'. Considerato che sull'isola di Pantelleria è presente una colonia di Berta maggiore che, in base al presente studio di telemetria, può essere considerata separata da quella di Linosa, si è deciso di separare la preesistente IBA in due parti: una parte comprendente l'isola di Pantelleria, che mantiene il vecchio codice e diventa IBA 168 'Pantelleria', e una seconda parte, che prende il nome di IBA 221 'Isole Pelagie', comprendente Linosa, Lampedusa, Lampione oltre all'area di maggiore utilizzo da parte delle Berta maggiore della colonia di Linosa, individuata nel presente studio.



IBA 222 - MEDIO ADRIATICO

Specie qualificante: Berta maggiore *Calonectris diomedea* (300-400 coppie stimate).
Altre specie ornitiche marine: Berta minore *Puffinus yelkouan*.
Criteri: B3
Tipologia: estensione a mare di colonie marine e area pelagica.
Superficie: 648.364 ha (porzione marina: 648.043 ha, porzione terrestre: 321 ha).
Descrizione: l'IBA è caratterizzata dall'isola delle Tremiti e da due porzioni di mare distinte: una porzione meridionale che dalla Puglia settentrionale si estende sino alle coste meridionali dell'Abruzzo e una porzione settentrionale che comprende un ampio tratto di mare antistante la costa centro-meridionale delle Marche. L'IBA comprende le colonie di Berta maggiore e di Berta minore dell'isola delle Tremiti.

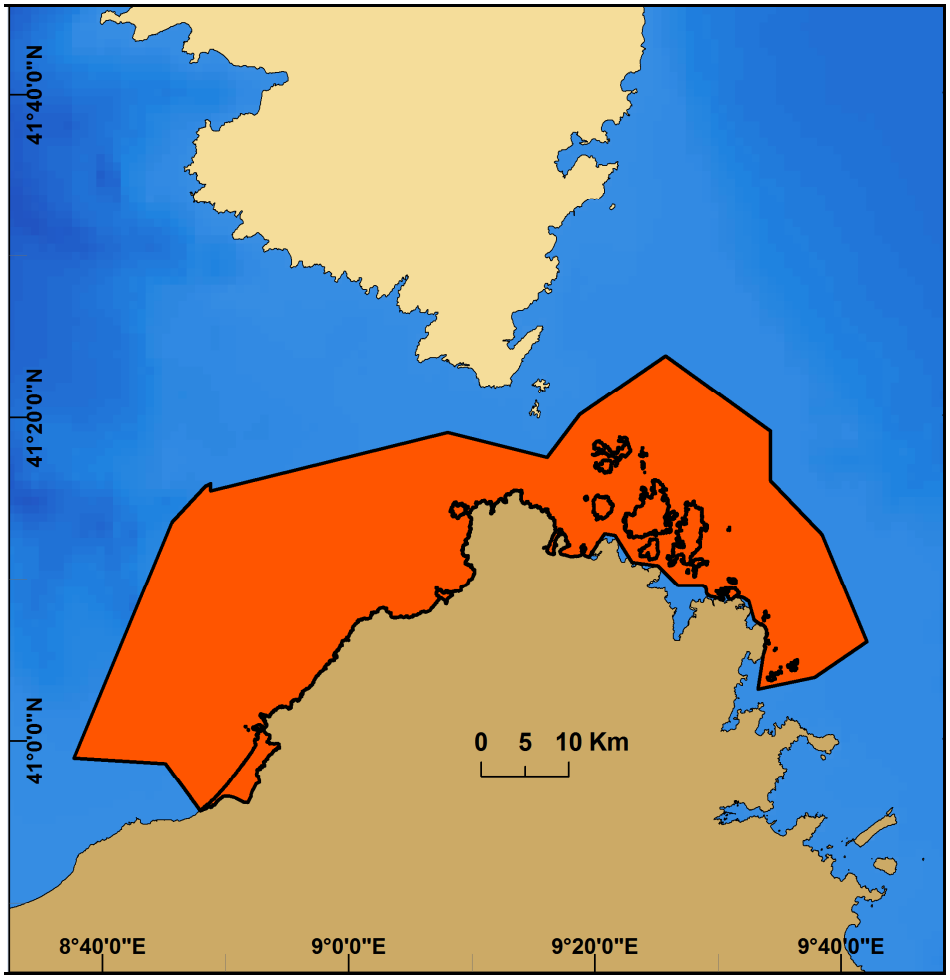
L'area di maggior utilizzo da parte delle berte maggiori della colonia delle Tremiti, individuata nel presente studio, si sovrapponeva totalmente con la preesistente IBA 127 'Isole Tremiti'. Di conseguenza si è deciso di includere la preesistente IBA nella nuova IBA 222 'Medio Adriatico'. L'IBA 127 'Isole Tremiti' viene quindi sostituita dalla nuova IBA 222 'Medio Adriatico'.



IBA 223 - SARDEGNA SETTENTRIONALE

Specie qualificante: Berta maggiore *Calonectris diomedea* (650-1˙400 coppie stimate).
Altre specie ornitiche marine: Berta minore *Puffinus yelkouan*, Gabbiano corso *Larus audouinii*, Marangone dal ciuffo *Phalacrocorax aristotelis*.
Criteri: B3
Tipologia: estensione a mare di colonie marine e area pelagica.
Superficie: 175˙861 ha (porzione marina: 168˙155 ha, porzione terrestre: 7˙706 ha).
Descrizione: l'IBA è caratterizzata da due tratti costieri della Sardegna settentrionale e da un'ampia porzione di mare antistante la costa nord-est della Sardegna, comprendente il tratto italiano delle Bocche di Bonifacio. L'IBA comprende i siti riproduttivi di Berta maggiore presenti nell'Arcipelago di La Maddalena, facenti parte della colonia formata dall'Arcipelago di La Maddalena e dall'isola di Lavezzi. I confini settentrionali dell'IBA coincidono con i confini meridionali dell'IBA corsa 266 'Détroit de Bonifaccio et Iles Lavezzi'. L'IBA include anche colonie di Berta minore e Marangone dal ciuffo.

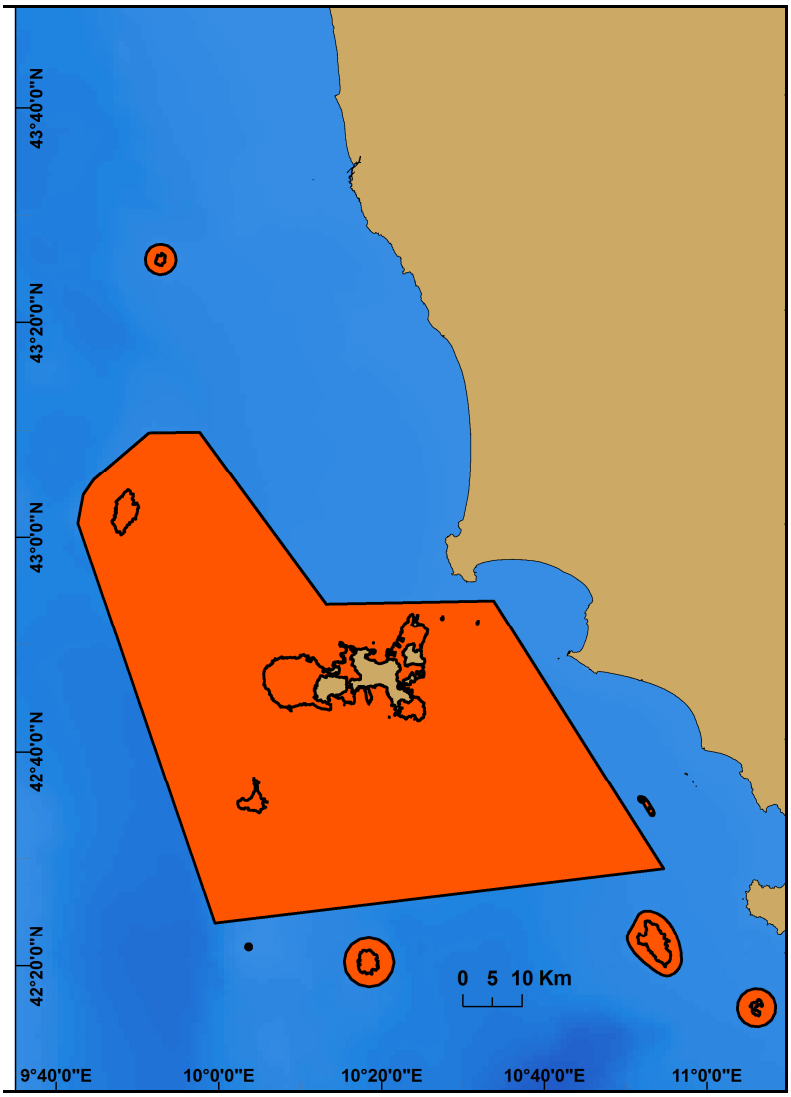
L'area di maggior utilizzo da parte delle berte maggiori dell'Arcipelago di La Maddalena si sovrapponeva totalmente con le preesistenti IBA 169 'Tratti di Costa da Foce Coghinas a Capo Testa' e IBA 170 'Arcipelago della Maddalena e Capo Ferro'. Di conseguenza si è deciso di includere le preesistenti IBA 169 e 170 nella nuova IBA 223 'Sardegna meridionale'. Le IBA 169 e 170 vanno quindi a scomparire.



IBA 096 ARCIPELAGO TOSCANO

Specie: Berta maggiore *Calonectris diomedea* (250-500 coppie stimate)
Altre specie ornitiche marine: Berta minore *Puffinus yelkouan*, Gabbiano corso *Larus audouinii*, Marangone dal ciuffo *Phalacrocorax aristotelis*.
Criteri: B3.
Tipologia: estensione a mare di colonie marine e area pelagica.
Superficie: 463·091 ha (porzione marina: 442·331 ha, porzione terrestre: 20·760 ha).
Descrizione: l'IBA comprende le isole e un'ampia porzione di mare già incluse all'interno del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano. L'IBA comprende i siti riproduttivi di Berta maggiore presenti nell'Arcipelago toscano. L'IBA include anche colonie di Gabbiano corso, Berta minore e Marangone dal ciuffo.

L'area di maggior utilizzo da parte delle berte maggiori dell'Arcipelago toscano include la preesistente IBA 096 'Arcipelago Toscano'. Di conseguenza l'estensione dell'IBA 096 risulta ora aumentata.



7. CONCLUSIONI

Il presente lavoro ha portato a una maggiore conoscenza dell'ecologia della Berta maggiore nidificante in Italia e ha permesso l'individuazione delle IBA marine più importanti per la conservazione di questa specie attraverso l'utilizzo di un approccio scientifico rigoroso e standardizzato.

Diventa, quindi, quanto mai urgente designare tali IBA come ZPS, rendendo fattiva e cogente la loro gestione ai fini della conservazione della Berta maggiore e del raggiungimento del primo obiettivo della Strategia europea sulla biodiversità. La designazione di queste aree fornirebbe anche un contributo alla conservazione delle altre specie ornitiche marine presenti in queste aree.

Preme anche evidenziare che, sebbene questo studio abbia permesso di conseguire importanti obiettivi, ancora lacunosa è la conoscenza sull'ecologia di altre specie di uccelli marini pelagici (come la Berta minore, il Gabbiano corso e il Marangone dal ciuffo) e, conseguentemente, ancora molto deve essere fatto per individuare le aree più importanti per la sopravvivenza di tali specie. Basti pensare che recenti ricerche condotte da BirdLife-Malta e dalla DOOPS (partner sloveno di BirdLife International) hanno portato all'individuazione di IBA marine candidate all'interno di acque territoriali italiane.

Questo studio sulla Berta maggiore potrebbe quindi essere l'occasione per l'avvio di nuove ricerche al fine di arrivare a un reale completamento della rete Natura 2000 in ambiente marino.

Perciò, senza rinviare la designazione come ZPS delle nuove IBA marine individuate per la Berta maggiore, è di fondamentale importanza raccogliere ulteriori dati e identificare, per mezzo delle metodologie applicate nel presente lavoro, le aree marine pelagiche più importanti per la conservazione di altre specie di uccelli marini pelagici.

BIBLIOGRAFIA

Alonso H, Granadeiro JP, Paiva VH, Dias AS, Ramos JA, Catry P (2012). Parent–offspring dietary segregation of Cory's shearwaters breeding in contrasting environments. Marine Biology, 159 (6): 1197-1207.

Arcos JM, Bécares J, Villero D, Brotons L, Rodríguez B, Ruiz A (2012). Assessing the location and stability of hotspots for pelagic seabirds: an approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain. Biological Conservation, 156: 30-42.

Baccetti N, Capizzi D, Corbi F, Massa B, Nissardi S, Spano G, Sposimo P (2009). Breeding shearwaters on Italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator, the black rat. Rivista Italiana di Ornitologia, 78: 83-100.

BirdLife International (2004) Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1–5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. Cambridge, UK: BirdLife International.

BirdLife International (2010). Marine Important Bird Areas toolkit: standardized techniques for identifying priority sites for the conservation of seabirds at sea. BirdLife International, Cambridge UK. Version 1.2: February 2011. http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/file/Marine/Marinetoolkitnew.pdf

BirdLife International (2015) Species factsheet: *Calonectris diomedea*. Downloaded from http://www.birdlife.org on 17/07/2015.

Calenge C (2006). The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. Ecological Modelling, 197: 516-519.

Cecere JG, Gaibani G, Catoni C, Maggini I, Celada C (2012). Assessing key conservation areas for Italian Scopoli's shearwaters (*Calonectris diomedea*) to identify marine IBAs. In: Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th Medmaravis pan-Mediterranean Symposium (Alghero – Sardinia 14-17 Oct 2011) (Yésou P, Baccetti N, Sultana J, eds). Medmaravis, Alghero, pp. 9-15.

Cecere JG, Catoni C, Maggini I, Imperio S, Gaibani G (2013). Movement patterns and habitat use during incubation and chick-rearing of Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea diomedea*) (*Aves: Vertebrata*) from Central Mediterranean: influence of seascape and breeding stage. Italian Journal of Zoology, 80: 82-89.

Cecere JG, Gaibani G, Imperio S (2014). Effects of environmental variability and offspring growth on the movement ecology of breeding Scopoli's shearwater *Calonectris diomedea*. Current Zoology, 60: 622-630.

Cecere JG, Catoni C, Gaibani G, Geraldes P, Celada C, Imperio S (2015). Commercial fisheries, inter-colony competition and sea depth affect foraging location of breeding Scopoli's shearwaters *Calonectris diomedea*. IBIS, doi: 10.1111/ibi.12235

Carboneras, C.; Derhé, M.; Ramirez, I (2013). Update on the population status and distribution of Mediterranean shearwaters. Report to Seventh Meeting of the ACAP Advisory Committee, La Rochelle, France, 6-10 May 2013.

Defos du Rau P, Bourgeois K, Ruffino L, Dromzée S, Ouni R, Abiadh,A, Estève R, Durand J-P, Anselme L, Faggio G, Yahya JM, Peters P, Rguibi H, Renda M, Miladi B, Hamrouni H, Alilech S, Ben Dhafer A, Nefla A, Jaouadi W, Agrebi S, Renou S (2012). New assessment of the world largest colony of Scopoli's Shearwater Calonectris diomedea. In: Yésou P, Baccetti N, Sultana J. (eds). (2011). Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention. Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011: 26-28.

Fauchald P, Tveraa T (2003) Using first-passage time in the analysis of area-restricted search and habitat selection. Ecology 84, 282–288.

Granadeiro JP, Nunes M, Silva MC, Furness RW (1998) Flexible foraging strategy of Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, during the chick-rearing period. Animal Behaviour 56(5): p1169-1176.

Grémillet D, Pichegru L, Kuntz L, Woakes AG, Wilkinson S, Crawford RJM (2008). A junk-food hypothesis for gannets feeding on fishery waste. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 275 (1639): 1149-1156.

Hamer KC, Phillips RA, Hill JK, Wanless S, Wood AG (2001). Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. Marine Ecology Progress Series, 224:283-290.

Heath MF, Evans MI (Eds.) (2000). Important Bird Areas in Europe: Priority Sites for Conservation, 2 vols. BirdLife Conservation Series No 8. BirdLife International. Cambridge.

Lipu. 2002. Sviluppo di un sistema nazionale delle ZPS sulla base della rete delle IBA (Important Bird Areas). Relazione finale. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio-Direzione Conservazione della Natura, Lipu-BirdLife Italia, Parma.

O'Brien SH, Webb A, Brewer MJ, Reid JB (2012). Use of kernel density estimation and maximum curvature to set Marine Protected Area boundaries: Identifying a Special Protection Area for wintering red-throated divers in the UK. Biological Conservation, 156: 15-21.

Osieck ER (2004) Towards the identification of marine IBAs in the EU: an exploration by the Birds and Habitat Directives Task Force. Cambridge, UK: BirdLife International. (Internal report).

Peronace V, Cecere JG, Gustin M, Rondinini C (2012). Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. Avocetta: 36.

Pichegru L, Ryan P, van der Lingen CD, Coetzee J, Ropert-Coudert Y, Grémillet D (2007). Foraging behaviour and energetics of Cape gannets -*Morus capensis*- feeding on live prey and fishery discards in the Benguela upwelling system. Marine Ecology Progress Series, 350: 127–136.

Quinn GP, Keough MJ (2002). Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

RSPB -Royal Society for the Protection of Birds (2000) The development of boundary selection criteria for the extension of breeding seabird special protection areas into the marine environment. Discussion paper presented by BirdLife International to the Meeting of the Biodiversity Committee (BDC), OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Vlissingen, 20-24 November 2000.

Rubolini D, Maggini I, Ambrosini R, Imperio S, Paiva VH, Gaibani G, Saino N, Cecere JG (2014). The Effect of Moonlight on Scopoli's Shearwater *Calonectris diomedea* Colony Attendance Patterns and Nocturnal Foraging: A Test of the Foraging Efficiency Hypothesis. Ethology, 120: 1-16.

Sangster G, Collinson M, Crochet PA, Knox AG, Parkin DT, Votier SC (2012). Taxonomic recommendation for British birds: eighth report. Ibis, 154: 874-883.

Suryan RM, Saba VS, Wallace PB, Hatch SA, Frederiksen M, Wanless S (2009). Environmental forcing on life history strategies: Evidence for multi-trophic level responses at ocean basin scales. Progress in Oceanography, 81: 214-222.

Tasker ML, Jones PH, Dixon T, Blake BF (1984) Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk, 101: 567-577.

Thimbault JC. (1993). Natal philopatry in the Cory's shearwaters (*Calonectris d. diomedea*) on Lavezzi Island, Corsica. Colonial Waterbirds, 16: 77-82.

Weimerskirch H (2007). Are seabirds foraging for unpredictable resources? Deep-Sea Resarch II, 54: 211–223.

Wood A G, Naef-Daenzer B, Prince PA, Croxall JP (2000). Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. Journal of Avian Biology, 31: 278-286.