



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE

Dipartimento Scienze della Vita e dell'Ambiente

**Corso di Laurea Magistrale
Biologia Marina**

**Social media e protocolli di ricerca: un approccio integrato per la
modellizzazione della distribuzione e idoneità degli habitat per
i cetacei in Adriatico**

**Social media and research protocols: an integrated approach
to study the distribution and habitat suitability for cetaceans
in the Adriatic Sea**

Tesi di Laurea Magistrale di:
Letizia Moressa

Relatore: Chiar.ma
Prof.ssa Emanuela Fanelli
Correlatori:
Dott.ssa Antonella Arcangeli
Dott.ssa Daniela Silvia Pace

Sessione Estiva

Anno Accademico 2020-2021

INDICE

Capitolo primo	4
INTRODUZIONE	4
<i>1.2 Conoscenze dei cetacei in Adriatico</i>	4
<i>1.2 Modelli di distribuzione delle specie e MaxEnt</i>	8
<i>1.3 Scopo della tesi</i>	12
Capitolo secondo	16
MATERIALI E METODI	16
<i>2.1 Area di studio</i>	16
<i>2.1.1 Contesto geografico</i>	17
<i>2.2 Raccolta dati</i>	26
<i>2.2.1 Social media dataset</i>	27
<i>2.2.2 Spiaggiamenti dataset</i>	30
<i>2.2.3 Ricerca dataset</i>	31
<i>2.3 Analisi dati</i>	34
<i>2.3.1 Dimensione media dei gruppi</i>	34
<i>2.3.2 Hotspot di avvistamento</i>	36
<i>2.3.3 Probabilità di avvistamento stagionale</i>	38

2.3.4 Modello di idoneità habitat	39
Capitolo terzo	46
RISULTATI	46
3.1 Social media.....	48
3.2 Ricerca.....	50
3.3 Spiaggiamenti.....	52
3.4 Dimensione media dei gruppi	55
3.5 Hotspot di avvistamento	58
3.6 Core areas stagionali	62
3.7 Modello di idoneità habitat	65
Capitolo quarto	73
DISCUSSIONE	73
4.1 Difficoltà nello studio dei cetacei e social media.....	73
4.2 Tursiope	80
4.3 Stenella striata	84
4.4 Specie occasionali	87
Capitolo quinto	92
CONCLUSIONI	92

BIBLIOGRAFIA.....	94
RINGRAZIAMENTI.....	117

Capitolo primo

INTRODUZIONE

1.2 Conoscenze dei cetacei in Adriatico

I cetacei (Cetacea Brisson, 1972) sono un ordine di mammiferi euteri completamente adattatosi alla via acquatica e ampiamente distribuito in tutti gli oceani del mondo. Li troviamo dalle zone polari ai tropici, nei fiumi e nei mari, dagli ambienti più pristini a quelli maggiormente segnati dall'impatto antropico.

Oltre ad essere delle specie chiave nel garantire un buon funzionamento degli ecosistemi (Bănaru et al., 2013), vengono anche impiegati come indicatori dello stato di salute dell'ambiente marino (Azzellino et al., 2014), per cui costituiscono un valido strumento per lo studio degli effetti a lungo termine indotti da cambiamenti naturali e pressioni antropiche. In Mediterraneo, ad esempio, le cause che hanno guidato la drammatica riduzione della sottopopolazione di delfino comune (*Delphinus delphis* Linnaeus, 1758), considerato un tempo molto frequente, non sono ancora ben note. Si suppone che le ragioni del declino siano correlate a cause antropiche multifattoriali, tra cui catture dirette in sistematiche campagne di abbattimento (fino agli anni

'60), finanziate con l'obiettivo di ridurre i conflitti con la pesca, catture accidentali, cambiamento climatico, degradazione dell'habitat e esaurimento delle prede (Bearzi et al., 2004; Piroddi et al., 2011; Vella et al., 2021). In particolare, il nord Adriatico, dove allo stato attuale la specie si è confermata essere rara (Genov et al., 2020), è diventato un ambiente più difficile anche per la sopravvivenza di altri mammiferi marini. Non solo il delfino comune sembra ormai essere assente in Adriatico, ma la maggior disponibilità di dati storici per il settore dell'alto Adriatico, ha messo in evidenza nell'area un rapido e significativo declino del tursiope (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821), per il quale è stata stimata una riduzione del 50% in soli 50 anni, dagli anni '50 a inizi 2000 (Bearzi et al., 2004). Nonostante sia, assieme alla stenella striata (*Stenella coeruleoalba* Meyen, 1833), il cetaceo più abbondante nel Mediterraneo e quello maggiormente avvistato in Adriatico, il suo carattere prevalentemente costiero lo rende una specie ancor più vulnerabile alla pressione antropica (Rako et al., 2013), al punto che Bearzi et al. (2003) ne avevano stimato un tasso medio di avvistamento di 0,003-0,014 avvistamenti/Km nel nord Adriatico. Stime più recenti di Pleslić e colleghi (2019) hanno evidenziato per il tursiope un tasso di avvistamento annuale di 1,159-1,942 gruppi/100km nelle acque settentrionali della Dalmazia (Croazia).

La conoscenza dell'ecologia e gli studi sui *pattern* di distribuzione delle specie costituiscono la base di un'efficace gestione e conservazione della biodiversità. L'ampia gamma di attività antropiche che minacciano le diverse specie di cetacei rende indispensabile e urgente la disposizione di informazioni sui loro *trend* di distribuzione e abbondanza. In ambiente marino, per specie altamente mobili e con *range* spaziali molto estesi, come i cetacei, le difficoltà che si riscontrano nella raccolta di dati quantitativamente e qualitativamente sfruttabili ha portato ad una conoscenza piuttosto frammentaria, con molte aree che rimangono ancora scoperte, o non sufficientemente investigate. Inoltre, i cambiamenti dei *pattern* di distribuzione, nel tempo e nello spazio, legati all'ecologia della specie o come risposta a pressioni esterne, possono avere un grande impatto sulle stime di abbondanza, salvo che aree molto grandi non vengano adeguatamente investigate (Evans et al., 2004). Anche in Adriatico gli studi di distribuzione e abbondanza sono frammentari e per lo più confinati ad aree relativamente ridotte, mentre informazioni su più ampia scala sono isolate a pochi studi. A scala di bacino sono stati portati avanti nell'estate del 2010 e 2013 due *survey* aerei (Fortuna et al., 2011; Fortuna et al., 2018) che hanno permesso l'elaborazione di mappe predittive di densità (individui/km²) per la specie *T. truncatus*. Dati aggiuntivi sono disponibili grazie al monitoraggio aereo

dell'ASI (*ACCOBAMS Survey Initiative*) condotto nell'estate del 2018, sul *link* dell'accordo di ACCOBAMS – *Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area* – (<https://accobams.org/asi-data-presentation/>). Tuttavia, oltre a questi studi, la maggior parte delle informazioni attualmente disponibili sono limitate all'area dell'Adriatico settentrionale (Bearzi et al., 1997; Ribarič, 2000; Bearzi et al., 2008; Genov et al., 2008; Rako-Gospić et al., 2017; Bearzi et al., 2020;) e a parte della zona balcanica (Bas et al., 2018; Pleslić et al., 2019; Pleslić et al., 2020; Muckenhirn et al., 2021), mentre gran parte della fascia occidentale e le zone più al largo del bacino rimangono in larga parte scoperte.

L'alta vulnerabilità dell'Adriatico rende ancor più impellente la necessità di misure atte alla protezione e conservazione dei cetacei che oltre ad essere soggetti ad una vulnerabilità intrinseca, legata ad un lento *turn-over* e ai bassi tassi di riproduzione (Gomez de Segura et al., 2006), sono altresì soggetti ad un'ampia gamma di potenziali minacce correlate ad attività di importanza economica (come sviluppo costiero, pesca, trasporto marittimo, attività estrattive).

1.2 Modelli di distribuzione delle specie e MaxEnt

La modellizzazione dell'idoneità dell'habitat (Ottaviani et al., 2004; Praca et al., 2009) costituisce uno strumento efficace nella comprensione dei fattori che condizionano la presenza o assenza di una specie in una determinata zona. Disporre di informazioni sulla distribuzione di una specie nello spazio e nel tempo costituisce l'aspetto che sta alla base di ogni sforzo conservazionistico e gestionale della biodiversità (Funk and Richardson, 2002; Rushton et al., 2004; Sofaer et al., 2019), nonché una componente fondamentale per lo studio dei processi ecologici ed evolutivi (Acevedo et al., 2012). Dalla nascita della modellizzazione della distribuzione di specie a fine anni Settanta (Zimmerman et al., 2010), sono stati fatti diversi passi avanti per studiare e quantificare le relazioni tra le osservazioni di presenza o abbondanza di una certa specie e i parametri ambientali che caratterizzano l'habitat in cui questa vive. Sono stati sviluppati diversi SDM (*Species Distribution Models*) che differiscono nell'approccio di modellizzazione, nelle assunzioni che ne stanno alla base, nella tipologia e quantità di dati di *input* richiesti, oltre che nei limiti e nei criteri per la validazione e interpretazione delle predizioni ottenute (Franklin, 2009). Al di là delle molte differenze, ciascuno di questi metodi permette di elaborare previsioni sulla presenza di una specie anche per aree che non sono state investigate, estrapolando le informazioni sui requisiti

ambientali richiesti dalla specie dalle posizioni in cui la stessa è stata rilevata (Guisan & Zimmermann, 2000).

MaxEnt è un software che, attraverso un metodo di apprendimento automatico (*machine learning*), permette di fare delle inferenze a partire da informazioni di base incomplete. A differenza di altri metodi impiegati nella modellazione della nicchia ecologica di una specie, come GLM (*Generalised Linear Model*) o GAM (*Generalized Addictive Model*), che prevedono l'utilizzo di dati di presenza-assenza (PA, *Presence-Absent data*) o eventualmente di dati relativi all'abbondanza della specie, questo algoritmo si avvale unicamente di dati di sola presenza (PO, *Presence-Only data*), in combinazione con un *set* di variabili ambientali che definiscono le preferenze di una specie per un certo ambiente. Dal suo sviluppo nel 2004, il metodo della massima entropia è stato ampiamente utilizzato in ambito ecologico per studiare la distribuzione di specie minacciate o invasive, o ancora, per prevederne la distribuzione futura sotto diversi scenari di cambiamento climatico (si veda ad esempio Hu & Jiang, 2011). MaxEnt permette di superare il problema relativo alla scarsità di dati sistematici di indagine, specialmente in riferimento ad aree molto estese, massimizzando l'utilità di dati di sola presenza. In molti casi infatti non si hanno a disposizione dati di assenza per la mappatura di una specie e, anche quando questi sono

disponibili, non sempre sono affidabili a causa di uno sforzo di ricerca insufficiente (Gomes et al., 2018). Un altro limite dei dati PA è inoltre la loro possibile contaminazione da falsi negativi (l'animale era presente, ma non è stato rilevato). Le assenze sono spesso difficili da accertare, specialmente per specie altamente vagili e/o dal comportamento elusivo per le quali l'arco temporale e la scala spaziale considerati incidono fortemente sulla possibilità di avvistamento delle stesse (Elith et al., 2011).

Oltre alla capacità e al vantaggio di formulare modelli predittivi basati esclusivamente su dati di sola presenza, MaxEnt 1) è un software gratuito (https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) e ha una interfaccia di semplice interpretazione; 2) permette l'impiego sia di variabili predittive continue che categoriche; 3) l'*output* che restituisce è continuo, permettendo quindi anche una sua successiva elaborazione e/o riclassificazione binaria tra quello che può essere considerato un "habitat idoneo" e "non-idoneo"; 4) i problemi di *over-fitting* possono essere evitati attraverso l'utilizzo di un parametro beta di regolarizzazione 5) è in grado di produrre risultati robusti nonostante le piccole dimensioni del campione e la presenza di piccole irregolarità di localizzazione (Elith et al., 2006, Wisz et al. 2008).

L'approccio utilizzato da MaxEnt si basa sul Principio della Massima Entropia. Attraverso iterazioni multiple e partendo da una massima entropia, per cui tutti i pixel dell'area di studio vengono presi come possibile spazio di distribuzione della specie (Yuan et al., 2017), l'algoritmo va cercando l'approssimazione che meglio soddisfa i requisiti della specie rispetto alle variabili predittive selezionate. Il modello viene quindi "addestrato" in modo tale che la distribuzione di probabilità finale, all'interno dello spazio indagato, si discosti da una distribuzione uniforme (massima entropia) nella misura minima richiesta per spiegarne le osservazioni. Massimizzare l'entropia permette quindi di massimizzare l'incertezza dei parametri non noti, costruendo modelli di probabilità basati esclusivamente su dati certi.

La preferenza di habitat viene quindi valutata confrontando le informazioni contenute nelle *features* estratte nei punti di presenza con le *features* di un campione casuale di punti di *background* (spesso definiti "pseudo-assenze"). In MaxEnt le *features* non corrispondono necessariamente alle semplici variabili ambientali selezionate, ma possono essere il risultato di una loro trasformazione. La modellizzazione dell'idoneità ambientale viene pertanto investigata attraverso uno studio più complesso rispetto ad una semplice analisi sulle relazioni tra la presenza delle specie e le caratteristiche ambientali dell'area di studio. Nello specifico, il metodo riconosce 6 classi di

features che possono essere selezionate dall'utente: lineare, quadratica, di prodotto, di soglia e *hinge*, mentre mantenendo l'impostazione di *default* “*auto-features*”, si lascia che sia l'algoritmo, sulla base del numero di presenze registrate, a decidere quali classi di caratteristiche usare e quindi quanto complesso sarà il modello finale.

1.3 Scopo della tesi

Questo lavoro nasce con l'obiettivo di fornire uno strumento di analisi e comprensione aggiuntivo circa lo stato dei cetacei in Adriatico, estendendo le informazioni spaziali ad aree meno indagate (Figura 1) e cercando di colmare alcuni *gap* conoscitivi sulle specie occasionali e presenti con regolarità all'interno del bacino.

A tal fine, questo elaborato di tesi ha stabilito come prioritario:

- definire la dimensione media dei gruppi delle diverse specie e valutarne le potenziali fluttuazioni inter-stagionali;
- definire le aree a maggior probabilità di avvistamento per ciascuna specie e valutarne l'influenza stagionale sulla localizzazione ed estensione;

- definire i parametri ambientali che influiscono sulla selezione dell'habitat da parte delle specie e elaborare mappe predittive di idoneità ambientale per ciascuna di queste.

I costi elevati delle tecniche sistematiche di monitoraggio dei cetacei (es.: *visual survey* da piattaforma aerea e da imbarcazione, monitoraggio acustico e tecniche di cattura-ricattura tramite la foto-identificazione), in combinazione con l'elevato sforzo richiesto nei programmi di ricerca a lungo termine (e su grandi estensioni spaziali), hanno portato e portano molto spesso a studiare le specie di cetacei entro limitati *range* geografici e temporali, creando così un mosaico di conoscenze che rende difficile la comprensione dello stato delle popolazioni richiesta nelle strategie di gestione e conservazione. In aggiunta, la ricerca scientifica è ostacolata dal crescente impatto antropico, che rende necessario un approccio di ricerca atto a ridurre i tempi richiesti nella fase di raccolta dati, in modo da rendere fruibili le informazioni sullo stato delle specie in tempi ottimali, velocizzando così lo sviluppo di appropriate misure gestionali e interventi di conservazione. Oltre a questo, va tenuto in considerazione che le serie di dati che si hanno a disposizione costituiscono spesso campioni di piccole dimensioni, rendendo quindi difficile l'elaborazione di modelli robusti.

Con lo scopo di andare oltre questa frammentarietà, si è deciso di utilizzare un approccio alternativo alle convenzionali tecniche di monitoraggio che permetta di investigare a lungo termine aree geografiche più estese. A tal fine, le analisi sono state condotte utilizzando un *set* di dati di sola presenza ricoprente un intervallo temporale di dieci anni (2008-2018). Questo *dataset* è il risultato dell'integrazione di dati sistematici di indagine, basati su metodi di campionamento *line-transect*, con osservazioni opportunistiche estratte dai social media e segnalazioni di esemplari spiaggiati estratte dall'archivio online della Banca Dati Spiaggiamenti nazionale (Pace et al., 2019). Il monitoraggio lungo transetti lineari è una tecnica di campionamento a distanza basata su protocolli di ricerca standardizzati e ampiamente utilizzata negli studi di densità e abbondanza dei cetacei. Per effettuare tali stime, nel corso del monitoraggio si provvede alla misurazione della distanza perpendicolare tra gli esemplari avvistati e la *trackline*, ossia la rotta seguita dall'imbarcazione/aereo. Nello specifico, tale misura la si ricava utilizzando la distanza radiale avvistamento-osservatore e l'angolo tra avvistamento e *trackline*, nei *survey* da imbarcazione, e la distanza radiale avvistamento-osservatore e l'angolo di declinazione, nei *survey* aerei. Nell'ambito del progetto FLT Med Net (*Fixed Line Transect Mediterranean Monitoring Network*) coordinato da ISPRA (si veda sottoparagrafo “*Ricerca dataset*”),

l'utilizzo di traghetti di linea come piattaforma di osservazione permette da una parte di contenere i costi di monitoraggio e dall'altra assicura replicabilità e ripetibilità della rotta, garantendo un'acquisizione regolare delle informazioni su larga scala e a lungo termine. Il *set* di dati ottenuti costituisce quindi una serie di informazioni consistenti e accurate per la comprensione dei *trend* delle popolazioni all'interno dell'area di interesse.

I dati estratti dalle piattaforme social, al contrario, mancano di un disegno di campionamento strutturato e questo può limitare la qualità delle informazioni raccolte. Se da una parte l'utilizzo dei social media richiede una maggior cautela nell'interpretazione dei risultati, dall'altra consente di ricavare una grande quantità di materiale, permettendo di acquisire molte informazioni (in tempo relativamente breve) e di ottenere dati sui cetacei anche per aree poco investigate e più estese, a costo zero.

Un approccio integrato di questo tipo ha permesso quindi di discutere anche in merito ai limiti, ai vantaggi e ai miglioramenti che possono essere intrapresi per garantire una maggior affidabilità nell'impiego dei social media nella ricerca scientifica.

Capitolo secondo

MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio

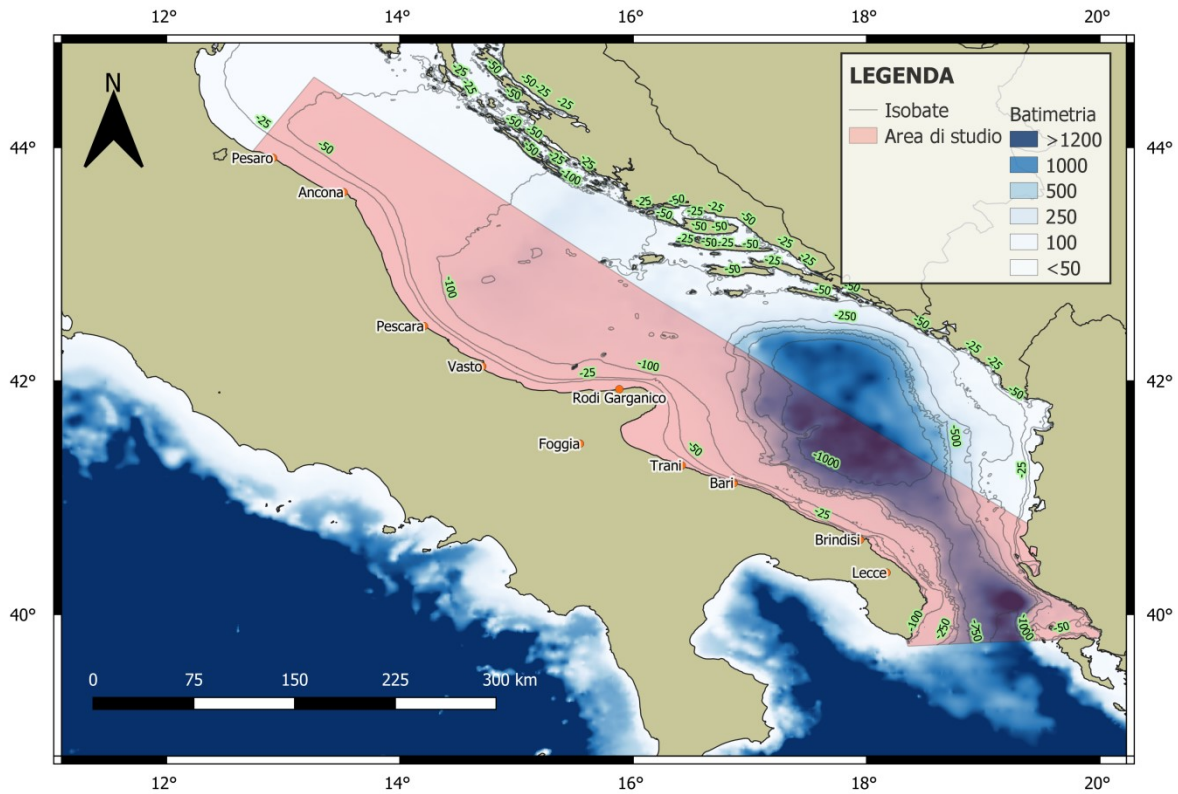


Figura 1. Area di studio.

L'area di studio (Figura 1) si estende per circa 73139,37 km² a ridosso del versante orientale della penisola italiana. Si sviluppa in senso longitudinale seguendo la linea di costa che si dispiega dalle Marche fino all'estremo meridionale della Puglia. Nello specifico, è stato selezionato come limite

inferiore dell'area indagata il confine Adriatico-Ionio definito dall'Organizzazione idrografica internazionale (*International Hydrographic Organization*, IHO) che identifica nella congiungente punta Mèliso – Capo Cefalo ($39^{\circ}45'07.31''N$ $19^{\circ}37'45.5''E$) la linea di demarcazione tra i due mari. Nel disegno del margine orientale dell'area si è presa come linea guida la rotta dei traghetti Ancona – Igoumenitsa – Patrasso monitorata da ISPRA all'interno del progetto FLT Med Net (si faccia riferimento alla Figura 3 all'interno del paragrafo “Ricerca *dataset*”).

2.1.1 Contesto geografico

L'area di studio si inserisce in tutto il suo sviluppo all'interno del Mar Adriatico, il bacino più continentale del Mediterraneo (se si esclude il Mar Nero) che si estende tra il 12° e il 20° meridiano e tra il 40° e il 46° parallelo. Si tratta di un mare semichiuso che mantiene la sua continuità con il resto del Mediterraneo attraverso il canale di Otranto (ampio ca. 70km e profondo ca. 800m), attraverso cui avviene il ricambio delle sue acque.

Questo braccio di mare si contraddistingue per l'ampia piattaforma continentale, la più estesa del Mediterraneo centrale (Danovaro & Boero, 2019), e per una profondità crescente secondo un gradiente nord-sud. Principalmente in relazione alla sua batimentria, viene convenzionalmente

ripartito in tre sotto-bacini (Artegiani et al., 1997): il sotto-bacino dell'alto, del medio e del basso Adriatico. La batimetrica dei 100m che corre perpendicolare all'asse maggiore del bacino e che si proietta verso le coste italiane all'altezza di Giulianova (Teramo), è stata acquisita come limite inferiore indicativo del settore dell'alto Adriatico. Quest'ultimo è caratterizzato da una piattaforma continentale che declina dolcemente in direzione nord/ovest – sud/est e da una profondità limitata il cui valore medio si colloca intorno ai -35m (profondità massima di -100m). Nonostante rappresenti solo il 5% del volume totale dell'intero bacino, l'Adriatico settentrionale riceve da solo circa il 20% delle acque dolci fluviali di tutto il Mediterraneo (Russo & Artegiani, 1996). Spostandosi verso sud la profondità comincia a crescere e nel medio Adriatico si raggiunge una media di -130/-150m, ma si registrano valori ben superiori in corrispondenza delle due depressioni meso-adriatiche (Fossa di Pomo/Jabuka, Figura 2) con fondali di profondità massima di -273m. Quest'area è inoltre ben nota ai pescatori per essere una zona particolarmente produttiva. Il flusso di acque fredde di fondo provenienti dal nord Adriatico arricchiscono in nutrienti questa zona, tant'è che si è stimato che la fossa di Pomo arrivi a custodire il 23% dell'intera biomassa di specie ittiche commerciali presenti nell'Adriatico centro-settentrionale (Mackelworth et al., 2019), oltre a costituire un sito importante per specie

vulnerabili come cetacei, elasmobranchi, tra questi la manta mediterranea *Mobula mobular*, e tartarughe marine (FAO, 2017). Per questo motivo, nel 2017, con l'obiettivo di recuperare gli stock e gli ecosistemi dell'Adriatico, la *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM) ha istituita nell'area una zona di restrizione alla pesca (FRA, *Fishery Restricted Area*).

Proseguendo ulteriormente verso sud, oltre la soglia sottomarina in prossimità delle isole di Pelagosa, si apre la parte terminale del bacino che costituisce, in termini di volume, la parte più importante di questo mare, arrivando a contenere l'80% delle sue acque (Cushman-Rosin et al., 2001). La profondità di questo sotto-bacino è anche quella che registra i valori più alti, con una media di -450m e una profondità massima di -1270m in corrispondenza della depressione sud adriatica (Figura 2).

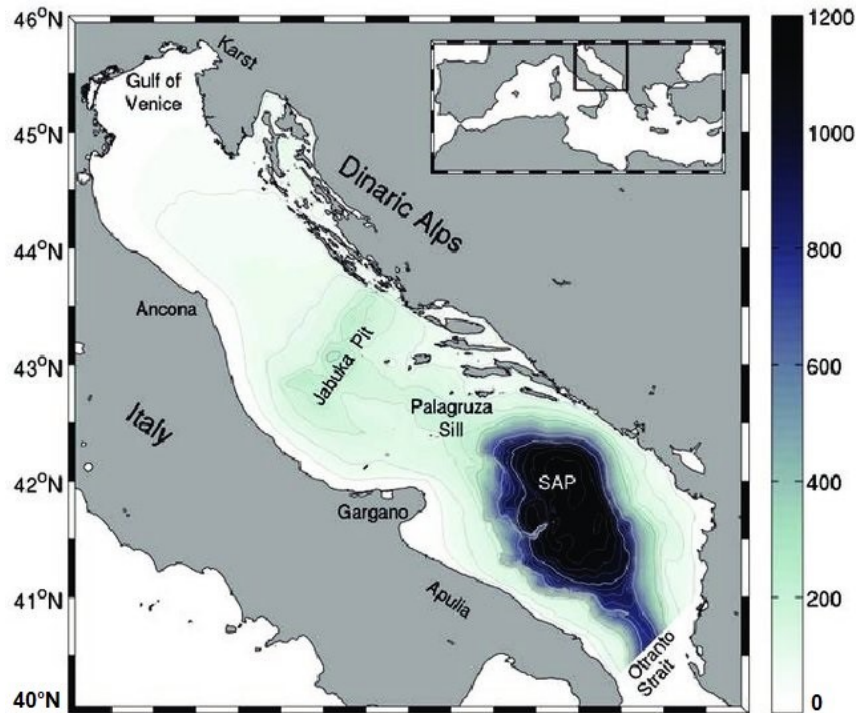


Figura 2. Profilo batimetrico dell'Adriatico e principali elementi geomorfologici discussi nel testo in corrispondenza dei quali si ha un progressivo aumento della profondità (Fossa di Pomo/Jabuka, soglia sottomarina di Pelagosa, Fossa sud adriatica). Tratta da Milliman et al., 2016

Oltre al contrasto batimetrico che si osserva lungo l'asse NO-SE, l'Adriatico si caratterizza anche per la grande differenza geomorfologica tra il profilo occidentale e orientale del bacino stesso: il primo più lineare con coste generalmente basse e sabbiose, il secondo con prevalenza di coste alte e rocciose (Artegiani et al., 1997) e articolato in molte isole, isolotti e baie, che si estendono principalmente a ridosso del versante croato. L'Adriatico si caratterizza inoltre per la presenza di diversi elementi geomorfologici che contribuiscono alla complessità del suo fondale. In particolare, il settore

dell'Adriatico meridionale si distingue per la presenza di elementi strutturali importanti per la fauna marina, tra questi il canyon sottomarino antistante la città di Bari e il Dauno *seamount*.

Per effetto dei numerosi fiumi che scaricano le loro acque in questo mare, possiamo definire l'Adriatico, nel suo complesso, un bacino di diluizione (Béthoux et al., 1999). A differenza del Mediterraneo che si distingue per essere un bacino di concentrazione, per cui il tasso di evaporazione non è compensato dal contributo complessivo di precipitazioni e portate fluviali, l'Adriatico, visto l'ingente apporto di acque dolci continentali, presenta un bilancio idrico $W = E - (P + R)$ ($W = \text{Water}$, $E = \text{Evaporation}$, $P = \text{Precipitation}$, $R = \text{River Runoff}$) negativo. Nello specifico, Raicich (1996) ha stimato per l'intero bacino un guadagno annuo di acqua dolce compreso tra 0,65 e 1,10 m^3/anno . Particolarmente cospicuo è soprattutto l'*input* di acqua fredda dolce proveniente dal fiume Po (ca. $1500\text{m}^3/\text{s}$) che, oltre a contribuire al carico di nutrienti in mare, riduce la salinità delle sue acque, condizionando pertanto anche le caratteristiche chimico-fisiche delle masse d'acqua e la circolazione generale del bacino. La costa orientale italiana è così caratterizzata da acque meno salate e con un carico di materiale organico e inorganico superiore rispetto alla controparte balcanica. In Adriatico la circolazione termoalina superficiale segue un percorso antiorario. Le acque in ingresso dallo stretto di

Otranto fluiscono verso nord-ovest andando a lambire le coste balcaniche per poi spingersi verso sud-est a ridosso delle coste orientali italiane. A seconda dello strato d'acqua considerato, possiamo parlare dell'ingresso in Adriatico di due differenti masse d'acqua: le acque levantine intermedie modificate (*Modified Levantine Intermediate Water*, MLIW) che corrono lungo la costa balcanica (albanese-croata) nello strato compreso tra i 200 e i 400m di profondità e le acque proventienti dallo Ionio (*Ionian Surface Water*) che si mantengono entro i primi 100m della colonna d'acqua. Oltre a questa circolazione generale che coinvolge l'intero Adriatico, ciascuno dei tre sotto-bacini esibisce una propria cella di circolazione. L'Adriatico è infatti caratterizzato da tre vortici ciclonici, la cui permanenza durante l'anno è dipendente dalla stagione. Mentre i due *gyre* dell'Adriatico centro-meridionale si mantengono nello strato più superficiale sia in estate che in autunno (il *Middle Adriatic Gyre* anche in primavera, mentre il *South Adriatic Gyre* è visibile anche in inverno), il ciclone dell'Adriatico settentrionale (*North Adriatic Gyre*) lo si osserva solamente in autunno; ne risulta che i tre sotto-bacini si mantengono tra loro collegati solamente durante la stagione autunnale (Russo & Artegiani, 1996). Questo mare, sia nella porzione settentrionale che meridionale, costituisce inoltre il punto di formazione di acque dense. In particolare, il lato occidentale del bacino è interessato anche

dal percorso della NAdDW (*Northern Adriatic Deep Water*). Questa massa d'acqua profonda, la più densa di tutto il Mediterraneo ($t < 11^{\circ}\text{C}$, $S \sim 38.4$ psu, $\sigma_t > 29.5$) (Vibilic and Orlic, 2001), ha origine, con una marcata variabilità inter-annuale, nella regione dell'alto Adriatico. In inverno, il vento continentale della bora che spira da nord/nord-est ne raffredda le acque superficiali promuovendo la perdita di calore e causandone lo sprofondamento verso il fondale. Queste fluiscono quindi verso sud. Mentre un ramo si approfonda nella Fossa di Pomo, se la sua densità è sufficientemente elevata, la restante parte continua il suo percorso verso il bacino meridionale. Qui si ha la formazione della SAdDW (*Southern Adriatic Deep Water*) che, essendo più calda è più salata rispetto alla NAdDW, si suppone si formi dal mescolamento della NAdDW con le acque a maggior salinità proveniente dal bacino levantino e, per convenzione locale, dal raffreddamento superficiale. Questa massa d'acqua risulta essere il principale contribuente alla circolazione dell'intero Mediterraneo.

L'Adriatico rappresenta uno dei mari più produttivi del Mediterraneo, ma è anche uno dei sotto-bacini più sovrasfruttati in cui la pressione antropica è particolarmente elevata (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2015; Bastardie et al., 2017). Accoppiata all'alta produttività, l'ampia estensione della piattaforma continentale che declina dolcemente verso il largo, in particolare nella sezione

più settentrionale del bacino, ha contribuito al sovrasfruttamento delle risorse alieutiche demersali (Fortibuoni et al., 2017), facilitando i mestieri di pesca radenti (Marini et al., 2017) e la pesca con attrezzi da fondo quali vongolare, rapidi e strascico, che determinano profonde alterazioni nella struttura e complessità dell'ambiente bentonico.

Con lo scopo di ripristinare gli stock ittici, garantirne una fruizione a lungo termine e recuperare gli ecosistemi marini più vulnerabili, sono state prese diverse misure di gestione orientate alla conservazione e protezione dello spazio marino. Tra queste l'istituzione di una zona di restrizione della pesca ricadente nella GSA17 (*Geographical Sub Area n.17*, corrispondente al Mar Adriatico centro-settentrionale), a livello della Fossa di Pomo (GFCM/41/2017/3), e la proposta di istituzione di una seconda FRA nella depressione dell'Adriatico meridionale (SAC, 2018). Queste aree costituiscono un habitat importante per molte specie marine anche di interesse commerciale come il nasello (*Merluccius merluccius*), il gambero bianco (*Parapenaeus longirostris*), la sogliola (*Solea solea*) e la triglia di fango (*Mullus barbatus*). In particolare, la zona dell'Adriatico meridionale, oltre a costituire un'importante zona di riproduzione e *nursery* (EFH, *Essential Fish Habitat*) per specie vulnerabili, rappresenta anche un'area chiave per squali,

tartarughe marine, tonni, pesci spada e un importante corridoio per la megafauna marina come i cetacei (UNEP/CBD/EBSA/WS/2014/3/4).

Oltre a queste misure gestionali, ritroviamo all'interno dell'area di studio tre aree marine protette che sono riconosciute come Siti di Interesse Comunitario parte della rete Natura 2000:

- MPA di Torre del Cerrano (Teramo, Abruzzo) – Natura 2000 SIC (IT7120215)
- MPA di Torre Guaceto (Brindisi, Puglia) – Natura 2000 SIC (IT9140005).
- MPA delle Isole Tremiti (Foggia, Puglia) – Natura 2000 SIC (IT9110011)

e quattro Zone di Tutela Biologica (ZTB):

- ZTB Barbare
- ZTB Fossa di Pomo
- ZTB al largo delle coste della Puglia
- ZTB area Tremiti

Le zone di tutela biologica sono delle aree di mare istituite dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali in cui è proibito l'esercizio di tutte le forme di pesca professionale, sportiva e ricreativa (pesca subacquea

compresa) durante tutto l'anno, a meno che non venga diversamente specificato.

2.2 Raccolta dati

Il presente studio utilizza dati di sola presenza di cetacei estrapolati da tre differenti fonti che interessano un intervallo temporale di dieci anni (2008-2018). I dati analizzati, sulla base della fonte consultata, sono stati quindi suddivisi in tre diversi *dataset*:

- Social media
- Ricerca
- Spiaggiamenti

Al fine di evidenziare potenziali variazioni inter-stagionali, ogni presenza documentata è stata registrata includendo la data dell'avvistamento (giorno – mese – anno). I dati sono stati quindi organizzati per stagione come segue (Gacic et al., 1997):

- Primavera: aprile – giugno
- Estate: luglio – settembre
- Autunno: ottobre – dicembre
- Inverno: febbraio – marzo

Tabella 1. Descrizione riassuntiva dei dati organizzati nei tre diversi *dataset*.

Data	Method	Provider	Source/Project	Period	No. of records
Social media	-	Citizens	YouTube	2008-2018	183
Social media	-	Citizens	Facebook	2008-2018	258
Social media	-	Citizens	Messenger	2008-2018	2
Social media	-	Citizens	Instagram	2008-2018	6
Social media	-	Citizens	Twitter	2008-2018	2
Social media	-	Citizens	iNaturalist	2008-2018	3
Research surveys (visual)	Ferry-based fixed line transects	ISPRA	Fixed Line Transects Mediterranean monitoring Network project	2014-2018	152
Research surveys (visual)	Planned aerial transects	ACCOBAMS	ACCOBAMS Survey Initiative (ASI)	2018	35
Strandings	-	Italian stranding network	Stranding National Data Bank (Pavan, Bernuzzi, Cozzi, & Podestà, 2013). Data downloaded from http://mammiferimarini.unipv.it	2008-2018	312
Strandings	-	Citizens	Facebook	2008-2018	10

2.2.1 Social media dataset

La raccolta dati realizzata tramite social media è stata condotta prendendo in considerazione la zona dell'Adriatico prospiciente le coste italiane che si estende, da nord verso sud, dalle Marche fino a Santa Maria di Leuca (Puglia). Quest'ultima è stata selezionata come punto limite inferiore dell'area di studio.

Tutto il materiale visivo (foto e video) riguardante avvistamenti di cetacei e condiviso all'interno delle piattaforme social, principalmente Facebook e YouTube, è stato registrato ed organizzato all'interno del *database* dei social network. Per ogni avvistamento è stata quindi creata una sorta di carta d'identità, riportando per ciascuno: località e data dell'incontro, coordinate geografiche, *group size* (specificando, qualora presenti, il numero di esemplari giovani/cuccioli), comportamento degli individui ed eventuali interazioni con imbarcazioni (in particolare con pescherecci a strascico), presenza di altre imbarcazioni e tipo di piattaforma da cui è stato effettuato l'avvistamento. La fase di raccolta del materiale da Facebook e YouTube è stata svolta sfruttando la possibilità delle due piattaforme di condurre ricerche incrociate. La possibilità di inserire più parole chiave nella barra di ricerca ha consentito di circoscrivere i risultati a determinate località, filtrando in questo modo l'enorme mole di materiale che si sarebbe dovuto analizzare se non esistesse questa funzione. Questo aspetto ha messo in evidenza il grosso limite di un'altra piattaforma di condivisione – Instagram – che, sebbene stia acquisendo sempre più popolarità, non permette al momento di svolgere ricerche multiple e quindi di digitare nella ricerca dei contenuti più di una voce contemporaneamente.

La visualizzazione dei diversi avvistamenti documentati e caricati poi sui social è stata possibile accompagnando il nome della località al nome dell'esemplare, sia esso generico (es. delfino/i, balena/e), che specifico. In quest'ultimo caso sono stati utilizzati sia il nome comune (es. tursiope, stenella striata) sia il nome scientifico (es. *Tursiops truncatus*, *Stenella coeruleoalba*). Tale modalità di ricerca è stata applicata per le otto specie di cetacei residenti nel Mediterraneo (*Tursiops truncatus*, *Stenella coeruleoalba*, *Delphinus delphis*, *Grampus griseus*, *Ziphius cavirostris*, *Physeter macrocephalus*, *Balaenoptera physalus* e *Globicephala melas*). Riporto di seguito alcuni esempi di ricerche effettuate: #delfini #Ancona, #Tursiope #Rodi garganico. Il cancelletto (#) anteposto alla parola è stato utilizzato in quanto è uno strumento che permette di connettere un post ad un determinato argomento, funzionando come un'etichetta che rende più facile la ricerca di un contenuto.

Ove non fosse stato possibile risalire alla posizione dell'incontro, nel caso di post non-“geotaggati”, mancata specificazione nella descrizione del post, o per assenza di punti di riferimento ben identificabili che consentissero di stimarne la posizione, è stata direttamente contattata la persona che ha condiviso il contenuto. Al contempo, la mancata identificazione della specie, principalmente dovuta all'eccessiva distanza esemplare – osservatore, ridotta

qualità della foto/video o per le cattive condizioni meteo-marine, è stata catalogata come “*undetermined species*”.

Le analisi condotte nel presente lavoro hanno escluso (Pace et al., 2019):

- avvistamenti in cui per gli individui non è stata possibile l’identificazione al livello tassonomico di specie;
- avvistamenti di cui non era nota la data, o per lo meno anno e stagione, e le coordinate geografiche, reali o stimate;
- contenuti visivi appartenenti a pagine ufficiali di enti di ricerca, autorità di conservazione o ONG (è stato selezionato solo il materiale appartenente ad *account* personali);
- video con più di un avvistamento.

È stato consultato anche il social network iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>) per estrarre ulteriore materiale relativo a segnalazioni di cetacei.

2.2.2 Spiaggiamenti dataset

I dati relativi ad eventi di spiaggiamento sono stati ricavati dalla Banca Dati Spiaggiamenti nazionale (BDS). Il sito (<http://mammiferimarini.unipv.it/>), gestito dal CIBRA dell’Università degli Studi di Pavia e dal Museo Civico di Storia Naturale di Milano, ha integrato in un unico archivio online le

segnalazioni di esemplari spiaggiati raccolte da diverse istituzioni e enti di ricerca, rappresentando ad oggi il punto di riferimento per la valutazione dell'andamento degli spiaggiamenti di cetacei lungo le coste italiane.

Oltre ai dati estratti dalla BDS, nel *database* degli spiaggiamenti sono stati incorporati i dati relativi ad episodi di spiaggiamento riportati sui social media e non registrati all'interno della BDS.

2.2.3 Ricerca dataset

I dati appartenenti a questo *database* sono stati ottenuti dal censimento visivo effettuato tramite transetti navali e aerei. Nello specifico le due serie di dati sono state ottenute da due progetti di monitoraggio indipendenti. Sono stati quindi accorpate in un unico *dataset* i dati acquisiti tramite il progetto FLT Med Net e i dati del progetto ASI.

Il FLT *network* coordinato da ISPRA monitora 14 transetti fissi trans-regionali nel Mediterraneo (Figura 3), utilizzando traghetti di linea come piattaforma di osservazione. Modalità questa che permette da una parte il monitoraggio sistematico di un'estesa regione di mare, per periodi tempo prolungati, e dall'altra di contenere i costi che comportano i *survey* in mare aperto. Per questo studio sono stati recuperati i dati relativi ad avvistamenti di cetacei raccolti durante le traversate seguendo la rotta Ancona – Igoumenitsa

– Patrasso (1300km percorsi attraverso il Mar Adriatico e Mar Ionio). Tale rotta è stata attivata all'interno di questo programma di monitoraggio nel dicembre 2014, per cui i dati impiegati in questo studio fanno riferimento ad un arco temporale che va dal 2014 al 2018.

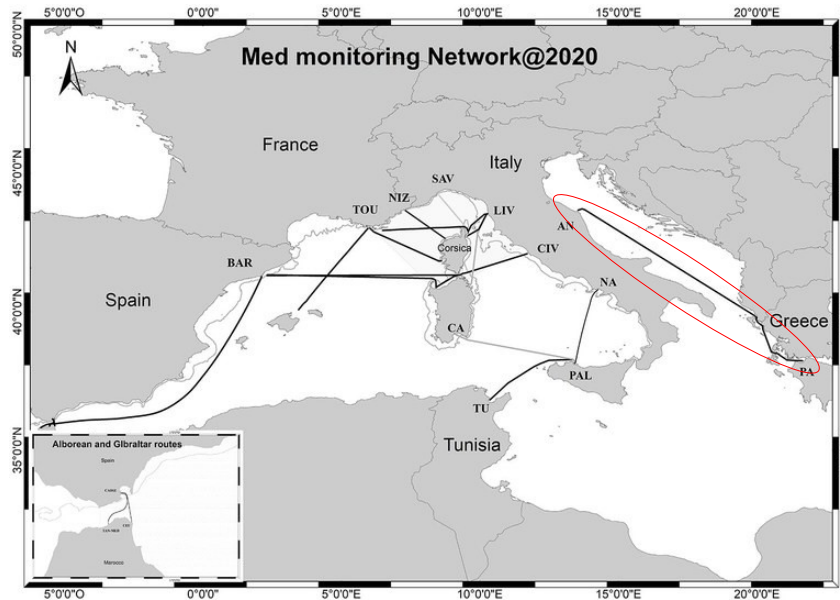


Figura 3. Rotte attive del *Fixed Line Transect Mediterranean Monitoring Network* coordinato da ISPRA. Il cerchio rosso evidenzia la rotta Ancona-Igoumenitsa-Patrasso lungo la quale sono stati raccolti i dati utilizzati in questo lavoro (Tratta da: <https://www.isprambiente.gov.it>)

La seconda serie di dati è stata ottenuta grazie alla collaborazione con l'organizzazione internazionale ACCOBAMS nel fornire i dati raccolti all'interno del progetto ASI. *ACCOBAMS Survey Initiative* è stata realizzata nel 2018 con lo scopo di migliorare la comprensione dello stato delle popolazioni di cetacei a livello regionale, con il fine ultimo di implementare lo stato di conservazione dei cetacei e dei loro habitat. Si tratta di un'iniziativa

senza precedenti che, attraverso un esteso programma di monitoraggio, collaborativo e coordinato, ha indagato tramite *survey* aerei e da imbarcazione e attraverso monitoraggio acustico passivo, tutta l'area del Mediterraneo e del Mar Nero. In particolare, sono stati impiegati nelle analisi di questo lavoro i dati raccolti nell'estate del 2018 attraverso il monitoraggio aereo degli strati 16 e 17 (Figura 4).

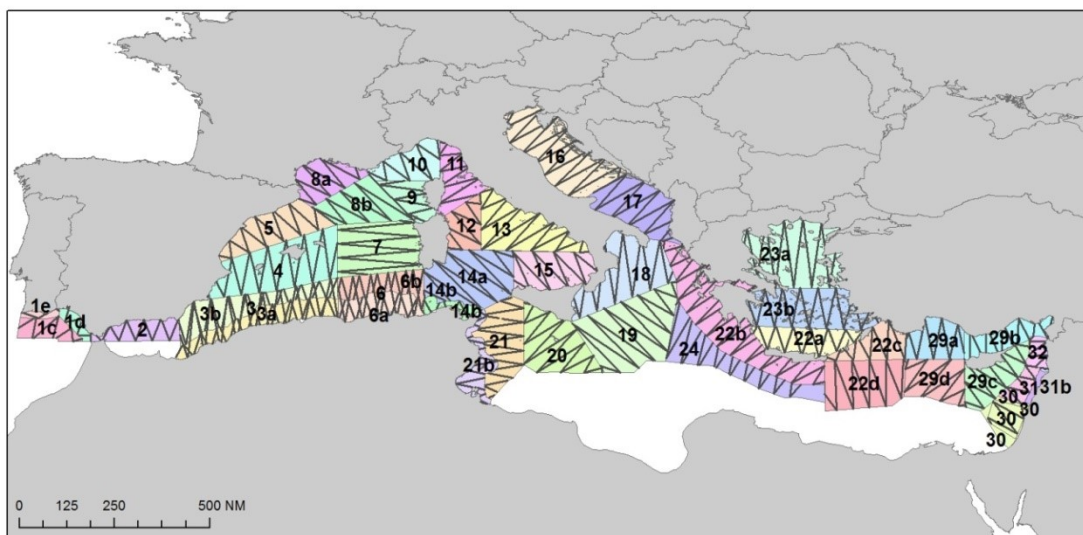


Figura 4. Area investigata all'interno del progetto ASI con il dettaglio dei diversi strati e transetti a livello dei quali è stato condotto il monitoraggio aereo.

È stato consultato anche OBIS-SEAMAP (*Ocean Biodiversity Information System*), un *database* online di censimento delle specie marine (<https://seamap.env.duke.edu/search>). Tuttavia, la ricerca all'interno dell'area di studio nel periodo investigato non ha riportato alcuna osservazione.

2.3 Analisi dati

Per le specie più frequenti, per le quali è stato riportato un numero di avvistamenti superiore o uguale a 15 – *T. truncatus* e *S. coeruleoalba* –, si è proceduto con analisi statistiche volte a investigare la dimensione media dei gruppi con successiva valutazione dei possibili cambiamenti nella dimensione tra le diverse stagioni; identificazione delle aree di *hotspot* di avvistamento con successiva analisi stagionale e stima dell'idoneità dell'habitat per ciascuna delle due specie prese in esame. Per le specie “rare”, per le quali si è registrato un numero di incontri inferiore a 15 – quali grampo (*Grampus griseus*), zifio (*Ziphius cavirostris*), capodoglio (*Physeter macrocephalus*) e balenottera comune (*Balaenoptera physalus*) – è stata riportata solamente la distribuzione degli avvistamenti effettuati nel corso del decennio.

2.3.1 Dimensione media dei gruppi

Per le specie più rappresentate (tursiope e stenella striata) è stata calcolata la dimensione media dei gruppi, all'interno del periodo investigato.

Come primo passo, ancor prima di effettuare qualsiasi tipo di analisi sui gruppi, attraverso il test di Shapiro-Wilk è stata verificata l'ipotesi di distribuzione normale dei campioni. Tale test ha permesso di studiare la distribuzione dei dati, ossia valutare se le osservazioni si distribuivano

secondo una curva gaussiana ($p\text{-value} > 0,05$) o se al contrario seguivano una distribuzione alternativa ($p\text{-value} < 0,05$), consentendo quindi di decidere se procedere nelle analisi attraverso test statistici di tipo parametrico o non-parametrico.

Si è proceduto quindi con l'analisi vera e propria, effettuando in primo luogo un confronto, relativamente alla dimensione dei gruppi, tra i due campioni (Ricerca vs Social media), attraverso il test U di Mann-Whitney. Questo test, basato sul rango e con il vantaggio di poter essere applicato anche a campioni di numerosità differente, è stato utilizzato con lo scopo di verificare se fossero presenti differenze statisticamente significative tra i due *dataset*. Il valore restituito dal test varia all'interno di un *range* compreso tra 0 e 1, per cui segue che:

- se $p > 0,05$ il risultato non è considerato statisticamente significativo: si accetta l'ipotesi nulla (= non si riscontrano differenze significative);
- se $p < 0,05$ il risultato è statisticamente significativo: si rifiuta l'ipotesi nulla di partenza.

A questo punto la dimensione media dei gruppi è stata ulteriormente investigata attraverso il test non-parametrico di Kruskal-Wallis che,

mediante un confronto delle mediane, ha permesso di evidenziare la presenza di differenze inter-stagionali nella *group size*.

Infine, per avere una rappresentazione più chiara circa le differenze riscontrate, è stato applicato il post-hoc test di Mann-Whitney che, attraverso dei confronti a coppie, ha permesso di definire le stagioni tra le quali era stato evidenziato un cambiamento significativo della dimensione media dei gruppi. Poiché nell'applicazione di quest'ultimo test si vanno ad effettuare più analisi statistiche sullo stesso campione di dati simultaneamente, è stata applicata la correzione di Bonferroni tra coppie. Questo metodo permette di contrastare il problema dei confronti multipli e quindi di controllare il *Family-Wise Error Rate* (FWER), ossia la probabilità di incorrere in uno o più errori del primo tipo (ossia rifiutare erroneamente l'ipotesi nulla) nella famiglia di tutti i test.

Per tutte le analisi sopra descritte è stato utilizzato il software Past 4.03 (Hammer et al., 2001) ed è stato fissato un livello di significatività α pari al 5%.

2.3.2 Hotspot di avvistamento

Le aree di *hotspot* sono state mappate attraverso analisi di densità Kernel (*Kernel Density Estimate*, KDE) eseguite all'interno del software QGIS 3.16 (<https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>). Partendo da dati vettoriali

puntuali, in questo caso le posizioni di avvistamento, è possibile creare attraverso questa funzione una superficie di densità. Il risultato dell'analisi è in formato *raster*, per cui partendo da un *layer* in ingresso in formato vettoriale si ottiene un risultato la cui unità elementare è la cella (o pixel). Nello specifico l'analisi spaziale dei dati (punti di sola presenza) è stata eseguita fissando una griglia con risoluzione 500x500m ed impostando un raggio di 50.000m. La dimensione del raggio andrà a individuare il numero di posizioni di avvistamento da includere all'interno di un cerchio centrato su ogni punto evento, definendo quindi l'effetto dei punti sulla stima di densità.

Nella KDE è possibile inoltre ponderare i punti in funzione di uno degli attributi associati al proprio dato vettoriale con il risultato che alcuni punti evento avranno un'influenza maggiore di altri. Da notare che in questo caso le zone a maggior densità non identificano le aree con un maggior numero di individui per unità di superficie, ma indicano le zone in cui l'analisi ha evidenziato una maggior densità di incontri.

Al fine di ottenere una visione più ampia e completa, per ogni specie presa in esame, il *dataset* dei social media è stato integrato con i dati di avvistamento raccolti dai progetti di ricerca.

I dati sono stati plottati su QGIS usando il sistema geodetico globale WGS84 e riproiettati per la stima di densità Kernel in UTM zone 33N.

2.3.3 Probabilità di avvistamento stagionale

È stata successivamente investigata la locazione e l'estensione dei punti caldi di avvistamento in relazione alla stagionalità, nello specifico durante gli intervalli primavera-estate e autunno-inverno, con lo scopo di evidenziarne possibili variazioni.

Attraverso la stima di densità Kernel sono state calcolate le aree utilizzate durante i due periodi per ciascuna delle due specie prese in esame (tursiope e stenella striata). Sono state quindi identificate e successivamente confrontate le *core areas* al 75%, dopo aver ricavato dalla precedente stima le corrispondenti isoplete. Queste linee di contorno sono molto utili perché racchiudono un volume con una certa percentuale di *records*. Ricavando dalla precedente stima di densità Kernel le isoplete al 75%, è stato possibile quindi evidenziare le zone all'interno delle quali si ha una probabilità del 75% di avvistamento delle specie. Utilizzando lo strumento di geometria "da linee a poligoni" presente all'interno di QGIS, le isoplete ottenute sono state convertite in *layer* poligonali in modo da poter calcolare l'estensione delle superfici da esse racchiuse. Per stimare lo spazio condiviso durante i due

intervalli stagionali, sono stati intersecati i rispettivi poligoni, calcolando così l'estensione della superficie di sovrapposizione delle due *core areas*.

Le analisi sono state eseguite all'interno del software QGIS 3.16 dopo aver riproiettato i dati in UTM zone 33N. Le *core areas* sono state ricavate dopo aver diviso i dati di avvistamento nei due intervalli stagionali sopra definiti e estraendo poi le curve di livello dal *raster* ottenuto dalla precedente stima di densità kernel stagionale.

2.3.4 Modello di idoneità habitat

Nel presente lavoro, per le specie con un numero sufficientemente alto di *records* ($n \geq 15$) è stata investigata la relazione tra la presenza dei cetacei e le variabili ambientali considerate più significative attraverso il modello della massima entropia – MaxEnt (Phillips et al., 2006).

Nell'elaborazione e validazione dei modelli di idoneità si sono considerati dapprima i due *dataset* (“Research” e “Social”) separatamente, e successivamente questi sono stati integrati per la costruzione di un singolo modello, con lo scopo di valutare come le due differenti tipologie di dato influissero sulle capacità predittive del modello.

Per i due *dataset* combinati, vista la maggior consistenza dei dati, si è optato per il ricampionamento basato sulla “*random test percentage*” accoppiato

all'opzione del “*random seed*”. Seguendo questo approccio, a seguito dell'impostazione di un valore percentuale scelto dall'utente (in questo caso 30%), il campione di presenze viene casualmente ripartito in due sottoinsiemi distinti e indipendenti che andranno a costituire il *dataset* per la costruzione del modello – o “*training data*” – (costituito dal 70% delle località di presenza), e il *dataset* per la sua validazione – o “*test data*” – (costituito dal restante 30%). A sua volta, consentendo l'impostazione del “*random seed*”, si è permesso al sistema di ricampionare in maniera *random* il *dataset* di partenza ad ogni modellizzazione, mantenendo sempre il valore percentuale di partenza.

Per le due serie di dati prese singolarmente, “Social” e “Research”, è stato invece effettuato il test della *cross-validation*. Con la convalida incrociata, i dati di presenza vengono suddivisi in k-gruppi di uguali dimensioni e a turno il modello verrà “addestrato” con k-1 gruppi e validato sul k-esimo sottoinsieme sottratto. Ogni replica utilizza quindi un diverso *set* per costruire e validare il modello e, essendo i gruppi tra loro indipendenti, non c'è sovrapposizione tra i dati di “*test*” e di dati di “*training*”. Per questo progetto è stato impostato un numero di repliche pari a 10, mentre i dati social per la specie *S. coeruleoalba*, viste le ridotte dimensioni del campione, sono stati considerati solo in combinazione con i dati di Ricerca. Sia per i due *dataset*

presi singolarmente che per il *dataset* combinato le analisi sono state portate a termine dopo la rimozione dei duplicati in modo da ridurre le pseudo-replicazioni (Pace et al., 2019).

Uno dei limiti principali quando si lavora con dati di sola presenza è rappresentato dai *bias* di campionamento. Queste distorsioni si verificano quando alcune aree vengono campionate più intensamente di altre, perché per esempio più facilmente accessibili o meglio investigate (Kramer-Schadt et al., 2013), andando conseguentemente ad impattare sulla veridicità del modello prodotto. Per ovviare a questo problema, MaxEnt propone l'aggiunta di un "*bias file*" coincidente con l'area di cui si ha una misura dello sforzo di ricerca e dal quale verranno estratti i punti di *background*. Così facendo, il mancato avvistamento della specie (errore di omissione) e la sua reale assenza possono essere considerati verosimilmente coincidenti. Dal momento che l'area di studio investigata è stata costruita attorno ai dati social e alle *track di effort*, impostando come "*bias file*" l'area indagata, l'informazione che viene data al sistema è piuttosto conforme alla realtà; quindi, se la specie occupa particolari habitat all'interno dello spazio campionato, il modello evidenzierà questi habitat, piuttosto che le sole aree che sono state più pesantemente campionate (Phillips et al., 2009).

La valutazione dell'accuratezza del modello, ossia la sua efficacia di predizione, è stata eseguita mediante l'utilizzo delle curve ROC (*Receiver Operating Characteristics*) e attraverso il valore AUC (*Area Under the Curve*), ossia l'area sottesa dalla curva medesima, che forniscono un indice sulla robustezza del modello. Le curve ROC mettono in relazione la sensibilità (asse Y) con il reciproco della specificità (asse X). Mentre la sensibilità descrive la proporzione di veri positivi (positivi correttamente classificati/numero totale di positivi), la specificità fornisce una misura delle assenze correttamente previste. Il valore di AUC varia all'interno di un range di valori compreso tra 0 e 1: un valore uguale a 1 corrisponde al 100% di accuratezza, ossia il modello discrimina perfettamente gli habitat idonei dai non-idonei, mentre un valore di AUC prossimo allo 0,5 indica un adattamento del tutto casuale del modello. Per l'interpretazione dei valori dell'area sottostante la curva ROC si è fatto riferimento alla classificazione proposta da Swets (1998): 1) $AUC=0.5$ il modello non è informativo; 2) $0,5 < AUC \leq 0,7$ il modello è poco accurato 3) $0,7 < AUC \leq 0,9$ il modello è accurato 4) $0,9 < AUC < 1$ il modello è altamente accurato 5) $AUC=1$ il modello è perfetto.

Infine, per stimare il contributo apportato da ciascuna variabile al modello è stato eseguito il test del *Jackknife*. L'importanza relativa delle variabili è stata valutata attraverso: 1) il contributo percentuale (CP), 2) l'importanza di

permutazione percentuale (IPP) e 3) il metodo *Jackknife*. La stima del contributo percentuale permette di calcolare il guadagno apportato da ogni variabile ambientale al modello, mentre le altre covariate rimangono bloccate ai rispettivi valori medi registrati nei punti di presenza. L'importanza di permutazione viene invece stimata scambiando casualmente il valore di una variabile tra i siti di presenza e quelli di *background*, ricalcolando successivamente il valore di AUC. La differenza di AUC con e senza permutazione viene quindi utilizzata per classificare le variabili in ordine di importanza: un valore percentuale elevato esprime una perdita elevata, sottintendendo quindi la forte dipendenza del modello dalle informazioni contenute in quella variabile.

Il metodo *Jackknife* è una tecnica di ricampionamento basata su un approccio *leave-one-out* in cui, a seguito della rimozione di una variabile x_i (con "i" che va da 1 a n), viene costruito dapprima un modello basato sulle restanti n-1 variabili e, successivamente, un secondo modello con la variabile x-esima. Questo procedimento viene quindi ripetuto fino all'esaurimento delle n variabili selezionate. Così facendo, si quantifica sia il contributo apportato dalla variabile nel descrivere il modello, sia la quantità di informazione unica contenuta in quella covariata, permettendo, in quest'ultima fase, di mettere in luce le eventuali correlazioni tra i predittori ambientali; correlazioni che

risulterebbero, in ultima istanza, in distorsioni nel contributo percentuale stimato dal test.

Per descrivere la distribuzione geografica delle specie sono state selezionate sei variabili fisiografiche statiche: batimetria, pendenza del fondale, distanza euclidea dalla costa, distanza euclidea dalle montagne sottomarine, *aspect* nord e *aspect* est (esposizione del fondale rispetto all'est e rispetto al nord). Il modello è stato quindi utilizzato per individuare gli habitat ideali per le specie, basandosi sull'assunzione che la distribuzione degli avvistamenti documentati ne rifletta le preferenze ambientali. Per il presente lavoro si è mantenuta l'impostazione di *default* "*auto-features*".

Per l'esecuzione del modello di idoneità, MaxEnt richiede che i file *raster* (in formato ASCII) per ciascuna variabile predittiva condividano la stessa estensione geografica (quella dell'area di studio), la stessa risoluzione e lo stesso sistema di coordinate (in questo caso WGS84). Per ciascuno dei tre *dataset* ("*Social*", "*Research*", "*Social+Research*"), i *record* di presenza delle specie sono stati organizzati in fogli a tre colonne, successivamente convertiti in formato .csv, che denotano i tre campi base richiesti dal software per la modellizzazione: nome della specie, longitudine (coordinata X) e latitudine (coordinata Y).

Al termine della modellizzazione, MaxEnt restituisce due file principali: un file html che riassume i risultati delle analisi eseguite per ciascuna specie e un file *raster* rappresentante la stima di idoneità ambientale. Ciascun pixel del file *raster* è caratterizzato da un valore che può variare da 0 a 1. Mentre i pixel con valori prossimi allo 0 indicano habitat non idonei, i pixel con valori vicino a 1 indicano ambienti altamente rappresentativi della specie. Per consentire un'interpretazione di più facile lettura circa i risultati ottenuti, le mappe predittive di idoneità sono state successivamente importate in QGIS 3.16 per una loro rielaborazione.

Capitolo terzo

RISULTATI

È riportata qui di seguito (Figura 5) la mappa rappresentante la distribuzione di tutti gli avvistamenti di cetacei (eventi di spiaggiamento inclusi) registrati all'interno dell'area di studio nel periodo investigato (2008-2018). Dalla distinzione dei dati di avvistamento nei due diversi *dataset* (“Social” e “Ricerca”) si può notare il contributo differente dato da ciascun di questi. Mentre gli avvistamenti riportati sui canali social sono confinati principalmente lungo il margine costiero dell'area di studio, gli avvistamenti documentati dai progetti di ricerca (FLT Med e ASI) ricoprono la fascia più al largo.

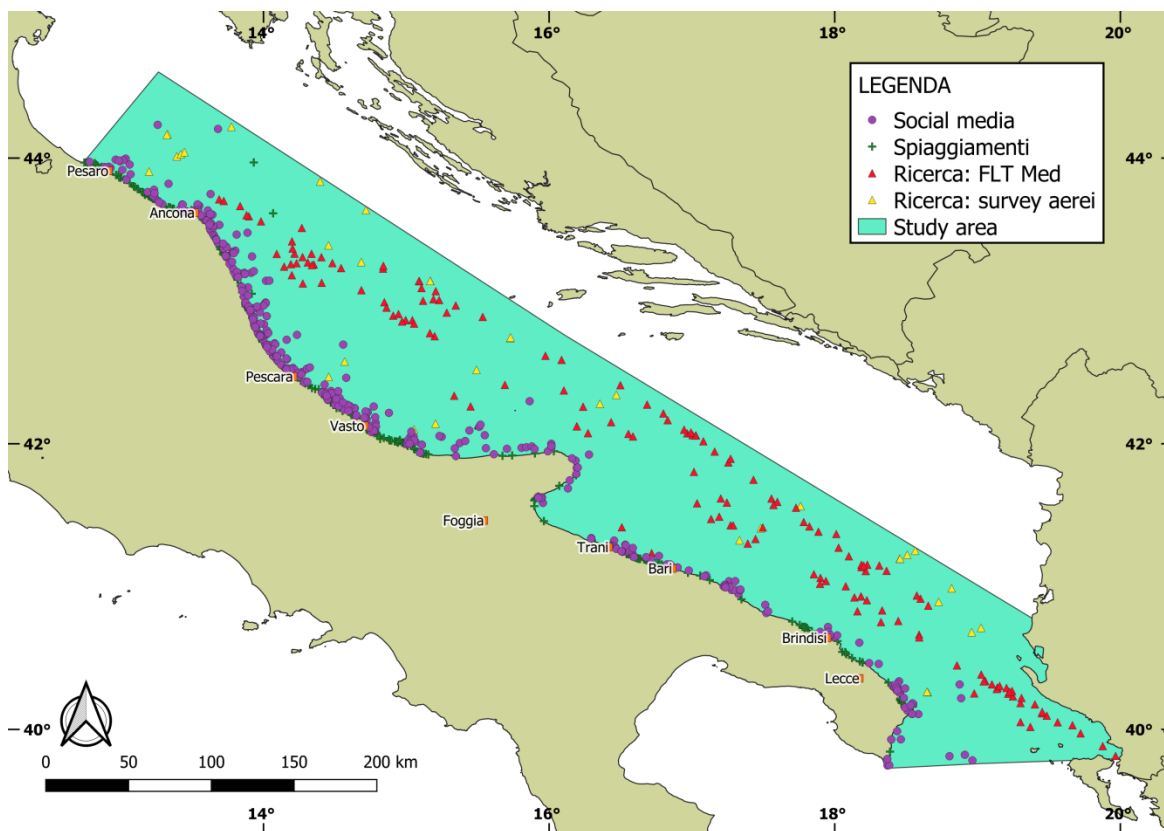


Figura 5. Distribuzione degli avvistamenti e degli eventi di spiaggiamento all'interno dell'area di studio tra il 2008-2018

In Tabella 2 è riportato il numero di avvistamenti suddivisi per fonte e specie, per un totale di 963 avvistamenti documentati. Da notare l'importanza del tursiopo come specie più rappresentata nell'area di studio.

Tabella 2. Numero di avvistamenti/eventi di spiaggiamento (suddivisi per specie) registrati all'interno di ogni dataset

Specie	Social media dataset	Ricerca dataset	Spiaggiamenti dataset	Totale
<i>Tursiops truncatus</i>	354	63	198	615
<i>Stenella coeruleoalba</i>	11	84	40	135
<i>Grampus griseus</i>	1	1	1	3
<i>Ziphius cavirostris</i>	-	1	-	1

<i>Physeter macrocephalus</i>	1	-	3	4
<i>Balaenoptera physalus</i>	4	1	-	5
Undetermined dolphin	82	37	80	199
Undetermined whale	1	-	-	1
Totale	454	187	322	963

3.1 Social media

La documentazione ottenuta dalle piattaforme social registra 454 avvistamenti (Tabella 3). Questi non rappresentano la totalità dei risultati prodotti dalla ricerca, ma gli avvistamenti per i quali è stato possibile risalire anche alla posizione e all'anno dell'incontro. La successiva selezione tramite l'esclusione delle specie non identificate (“*undetermined species*”) ha portato ad un totale di 371 avvistamenti che quindi costituiscono i dati effettivamente impiegati nel presente lavoro.

L'attività di ricerca attraverso i social network ha registrato cinque delle otto specie residenti nel Mediterraneo, con una media annuale di incontri (\bar{x}) di=41,3 individui ($\pm 25,7$ DS, e deviazione standard). L'identificazione delle specie è stata possibile per l'81,7% degli avvistamenti documentati (n=371), con il tursiope la specie maggiormente avvistata (77,9%; n=354), seguito dalla stenella striata (2,4%; n=11), dalla balenottera comune (0,9%; n=4), dal grampo (0,2%; n=1), dallo zifio (0,2%; n=1) e dal capodoglio (0,2%; n=1). Il 18,3% degli avvistamenti (n=83) sono stati catalogati come “*undetermined*”

dolphin/whale". È stata osservata anche una variazione stagionale nel numero di incontri effettuati: la stagione invernale e autunnale registrano il numero più basso di avvistamenti, rispettivamente il 9,7% (n=44) e il 10,6% (n=48), mentre si nota un'incremento durante i mesi con migliori condizioni meteorologiche, con 1/4 degli avvistamenti documentati in primavera (25,3%; n=115) e la metà in estate (51,3%; n=233) .

Tabella 3. Tabella riassuntiva degli avvistamenti documentati all'interno dell'area di studio tra 2008-2018, catalogati per specie, anno e stagione (Prim=Primavera, Est=Estate, Aut=Autunno, Inv=Inverno, Nd=Non definita) all'interno del *dataset* "Social media".

		<i>Social Media/citizens' science</i>											
		'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	Tot
<i>Tursiops truncatus</i>	Prim	-	3	1	1	4	12	5	9	12	14	26	87
	Est	-	4	8	23	17	14	15	17	17	42	27	184
	Aut	2	4	1	4	-	6	6	3	4	4	6	40
	Inv	-	-	-	-	2	3	4	2	13	5	3	32
	Nd	3	-	1	2	3	-	1	-	1	-	-	11
	Tot	5	11	11	30	26	35	31	31	47	65	62	354
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Prim	-	-	-	1	-	-	2	-	1	-	-	4
	Est	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	3
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	Inv	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	2
	Nd	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
	Tot	1	-	-	1	-	1	3	1	2	1	1	11
<i>Grampus griseus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Ziphius cavirostris</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Physeter macrocephalus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Aut	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Tot	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	
<i>Balaenoptera physalus</i>	Prim	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	3	
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Aut	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Tot	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	4	
Undetermined dolphin	Prim	-	-	-	1	-	2	3	3	3	5	20	
	Est	-	1	1	4	3	4	4	1	15	9	3	45
	Aut	-	-	1	-	-	-	1	1	1	1	-	5
	Inv	-	-	-	-	1	1	2	-	2	3	1	10
	Nd	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2
	Tot	-	2	2	5	4	7	11	5	21	16	9	82
Undetermined whale	Prim	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1

3.2 Ricerca

I progetti di ricerca hanno documentato un totale di 187 avvistamenti, di cui 152 da traghetto, tra il 2014 e il 2018, e 35 da velivolo, a luglio del 2018 (Tabella 4). In particolare sono state avvistate sei delle otto specie residenti nel Mediterraneo, di cui la stenella striata registra il maggior numero di avvistamenti (45% dell'intero *dataset*; n=84), seguita dal tursiope (~33,7%; n=63). Per il ~19,8% degli avvistamenti non è stata possibile l'identificazione della specie di delfinide (37 “*undetermined dolphin*”), mentre più rari sono

stati gli avvistamenti di grampo, zifio e balenottera comune (un *record* per specie). *Stenella coerulealba* e *Tursiops truncatus* sono anche le uniche specie per le quali sono stati documentati avvistamenti durante tutte e quattro le stagioni.

Tabella 4. Tabella riassuntiva degli avvistamenti documentati all'interno dell'area di studio tra il 2008 e 2018, catalogati per specie, anno e stagione (Prim=Primavera, Est=Estate, Aut=Autunno, Inv=Inverno) all'interno del *dataset* "Ricerca".

		<i>Research dataset</i>											
		'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	Tot
<i>Tursiops truncatus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	1	8	1	-	10
	Est	-	-	-	-	-	-	-	6	-	1	22	29
	Aut	-	-	-	-	-	-	3	7	-	-	1	11
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	6	2	5	-	13
	Tot	-	-	-	-	-	-	3	20	10	7	23	63
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	13	8	3	12	36
	Est	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	23	28
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	6	3	-	2	11
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	7	1	1	-	9
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	30	12	5	37	84
<i>Grampus griseus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Ziphius cavirostris</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Physeter macrocephalus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balaenoptera physalus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1

	Tot	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Undetermined dolphin	Prim	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	3	8
	Est	-	-	-	-	-	-	-	3	-	1	8	12
	Aut	-	-	-	-	-	-	1	6	2	3	-	12
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	1	5
	Tot	-	-	-	-	-	-	1	11	6	7	12	37
Undetermined whale	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

3.3 Spiaggiamenti

Secondo i dati estratti dalla BDS e dai canali social, si sono verificati 322 episodi di spiaggiamento (37% solo in estate) lungo le coste di Marche, Abruzzo, Molise e Puglia (versante adriatico), tra gennaio 2008 e dicembre 2018 (Tabella 5). Delle sei specie avvistate in questo studio, quattro figurano tra quelle spiaggiate (assenti lo zifio e la balenottera comune) e di queste, il solo tursiope ne rappresenta il 61,49%. Come inoltre evidenziato dai dati riportati in Tabella 6, si nota come la stessa specie sia anche quella maggiormente rappresentata in tutte e quattro le regioni per l'intero arco temporale, con un picco di individui spiaggiate nel 2016 e nel 2018 (n=29 e n=28, rispettivamente). Per un numero significativo di carcasse (~25%) non è stata invece identificata la specie, a causa dell'avanzato stato di decomposizione dell'animale al momento del ritrovamento. Un dato rilevante interessa due degli spiaggiamenti qui riportati, in quanto costituiscono eventi

di spiaggiamento di massa di grandi cetacei (=peso uguale o superiore alla tonnellata). In entrambe le occasioni venne segnalato lo spiaggiamento di sette capodogli in un unico evento. Un fatto “eccezionale” se si considera la presenza sporadica di questa specie nel settore meridionale del bacino e la sua estrema rarità nella porzione centro-settentrionale. In particolare, il primo episodio riportato nel 2009 lungo il litorale pugliese, tra Capoiale e Foce Varano (nel promontorio del Gargano), coinvolse un gruppo di sette esemplari maschi di capodoglio. Al momento del ritrovamento quattro animali erano già deceduti e i tre individui ancora vivi morirono nelle 48h successive allo spiaggiamento (Mazzariol et al. 2011). Il secondo episodio, ad una distanza di cinque anni dal primo, si verificò nella località di Vasto (Abruzzo). Delle sette femmine arenate, tre erano decedute mentre quattro riuscirono con successo a riprendere il largo grazie all’aiuto dei volontari intervenuti nel campo. Relativamente a questi individui non risultano successivi spiaggiamenti riconducibili ad essi con certezza.

Tabella 5. Tabella riassuntiva degli spiaggiamenti registrati all'interno dell'area di studio tra il 2008 e 2018, catalogati per specie, anno e stagione (Prim=Primavera, Est=Estate, Aut=Autunno, Inv=Inverno) all'interno del *dataset* “Spiaggiamenti”.

		<i>Strandings dataset</i>											
		'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18	Tot
<i>Tursiops truncatus</i>	Prim	7	3	1	1	-	4	4	1	5	4	10	40
	Est	7	4	9	4	3	9	9	5	12	8	11	81
	Aut	5	2	3	3	1	6	2	7	10	6	4	49
	Inv	4	2	2	2	2	3	1	2	2	5	3	28
	Tot	23	11	15	10	6	22	16	15	29	23	28	198
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Prim	2	-	-	3	-	-	2	-	-	-	2	9
	Est	2	1	-	-	-	1	-	-	-	3	2	9

	Aut	-	1	-	-	-	1	-	1	1	3	-	7
	Inv	4	-	1	2	5	-	-	1	-	1	1	15
	Tot	8	2	1	5	5	2	2	2	1	7	5	40
<i>Grampus griseus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
	Tot	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ziphius cavirostris</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Physeter macrocephalus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Tot	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	3
<i>Balaenoptera physalus</i>	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Undetermined dolphin	Prim	1	1	-	-	-	1	6	1	6	-	4	20
	Est	1	-	4	2	4	5	4	3	2	2	-	27
	Aut	1	1	2	-	1	1	4	4	-	-	2	16
	Inv	1	-	-	-	2	1	1	4	3	3	2	17
	Tot	4	2	6	2	7	8	15	12	11	5	8	80
Undetermined whale	Prim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Est	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aut	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Inv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabella 6. Spiaggiamenti 2008-2018 suddivisi per regione e per specie.

Specie	Marche	Abruzzo	Molise	Puglia	Totale
<i>Tursiops truncatus</i>	81	64	18	35	198
<i>Stenella coeruleoalba</i>	2	8	-	30	40
<i>Grampus griseus</i>	-	-	-	1	1
<i>Ziphius cavirostris</i>	-	-	-	-	-
<i>Physeter macrocephalus</i>	-	1	-	2	3
<i>Balaenoptera physalus</i>	-	-	-	-	-
Undetermined dolphin	22	3	16	39	80
Undetermined whale	-	-	-	-	-
Totale	105	76	34	107	322

3.4 Dimensione media dei gruppi

Per le specie avvistate più di una singola volta è stata calcolata la dimensione media dei gruppi durante l'intero periodo investigato. I risultati dell'analisi relativa sono riportati in Tabella 7.

Tabella 7. Dimensione media dei gruppi per ciascuna specie documentata all'interno dell'area di studio tra il 2008-2018

	<i>T. truncatus</i>		<i>S. coeruleoalba</i>		<i>B. physalus</i>	
	Social media	Ricerca	Social media	Ricerca	Social media	Ricerca
N	354	63	11	84	4	1
Range	1-30	1-21	1-6	1-60	2-6	1
Media	3,12	3,98	3,09	8,64	3,5	1
Dev. standard	2,62	4,34	1,64	12,14	1,91	0
Mediana	3	3	3	4	3	1

Il test U di Mann-Whitney è stato impiegato come alternativa non-parametrica al test t di Student. Il test della normalità di Shapiro-Wilk ha infatti restituito un $p\text{-value} < 0,05$ per ciascuna fonte dati, evidenziando quindi la non-normalità dei dati raccolti (distribuzione non-gaussiana). Per entrambe le specie, tursiope e stenella striata, i valori ottenuti indicano assenza di differenze significative ($p > 0,05$) tra i due *dataset* (“Social media” e “Ricerca”), rispettivamente $p \sim 0,97$ e $p \sim 0,16$. È stata quindi accettata l'ipotesi nulla secondo cui i due campioni provengono dalla stessa popolazione. Vista l'assenza di significatività riportata dal test, i dati di ricerca e i dati provenienti dai canali social sono stati integrati in unico *dataset*. Per questa

analisi e per le successive sono stati pertanto considerati come un unico campione.

Per le due specie in esame, è stata ulteriormente investigata la dimensione media dei gruppi studiandone le variazioni a livello stagionale. Il risultato del test di Kruskal-Wallis ha evidenziato una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$), per cui è stato applicato il post-hoc di Mann-Whitney con la correzione di Bonferroni tra coppie (Tabella 8) per identificare i gruppi (stagioni) tra i quali erano state riscontrate tali differenze.

Tabella 8. Valori di p (corretti con Bonferroni) ottenuti confrontando la dimensione media dei gruppi nelle rispettive stagioni (SP=Spring; SU=Summer; AU=Autumn; WI=Winter) per le specie *Tursiops truncatus* (Tt) e *Stenella coeruleoalba* (Sc). I valori in grassetto indicano differenze statisticamente significative ($p\text{-value} < 0,05$) tra i valori di *group size* (GS) delle stagioni messe a confronto.

	GS_Tt_SP	GS_Tt_SU	GS_Tt_AU	GS_Tt_WI
GS_Tt_SP				
GS_Tt_SU	1			
GS_Tt_AU	1	1		
GS_Tt_WI	0,000231	0,004423	0,003335	

	GS_Sc_SP	GS_Sc_SU	GS_Sc_AU	GS_Sc_WI
GS_Sc_SP				
GS_Sc_SU	0,06323			
GS_Sc_AU	1	0,3637		
GS_Sc_WI	0,3104	0,0158	1	

Dai risultati presentati in Tabella 8 si possono notare differenze significative ($p < 0,05$) nella *group size* tra primavera – inverno ($p < 0,001$), estate – inverno ($p < 0,01$) e autunno – inverno ($p < 0,01$) per la specie *T. truncatus*. In particolare la mediana durante la stagione invernale è più bassa rispetto a quella di primavera, estate e autunno (Tabella 9). Ne emerge quindi che la maggior parte dei gruppi invernali di tursiope sono piccoli se confrontati con i gruppi delle altre stagioni. Allo stesso tempo, questo non dipende dal numero di avvistamenti, come si può notare dai risultati riportati in Tabella 9 dove, nonostante l'ampia variazione nel numero di incontri documentati in estate e autunno, non si riscontrano differenze rilevanti nella *group size*, mentre al contrario queste emergono tra autunno-inverno malgrado il numero pressochè uguale di avvistamenti.

Per *S. coeruleoalba* sono state rilevate differenze statisticamente significative solamente tra estate-inverno ($p < 0,05$), con gruppi durante il periodo estivo significativamente più consistenti rispetto ai gruppi del periodo invernale (Tabella 9).

Tabella 9. Dimensione media stagionale (\pm deviazione standard), valori minimi, massimi e mediane dei gruppi a seguito della combinazione dei *dataset* “Ricerca” e “Social media”.

	<i>T. truncatus</i>			
	GS_SP	GS_SU	GS_AU	GS_WI
n sightings	97	213	51	45
Mean	3,55 \pm 2,99	3,4 \pm 3,39	3,22 \pm 1,94	2,04 \pm 1,12
Min	1	1	1	1
Max	20	30	12	5
Median	3	3	3	2

	<i>S. coeruleoalba</i>			
	GS_SP	GS_SU	GS_AU	GS_WI
n sightings	40	31	12	11
Mean	5,33 \pm 6,10	14,42 \pm 16,8	5,75 \pm 7,20	2,64 \pm 2,16
Min	1	1	1	1
Max	35	60	25	8
Median	4	8	3	2

3.5 Hotspot di avvistamento

In questo paragrafo sono riportati i risultati delle analisi di densità spaziale, ponderate sul numero di avvistamenti, per le specie *T.truncatus* e *S. coeruleoalba*. Per le specie “rare”, per le quali la consistenza dei dati era ridotta, è stata riportata su mappa solamente la distribuzione degli eventi di avvistamento.

Per la specie *T.truncatus* gli eventi di avvistamento si distribuiscono lungo tutta la fascia costiera investigata (Figura 6), con zone a bassa densità (in verde) lungo il settore costiero meridionale per poi concentrarsi questi nella sezione più settentrionale dell’area di studio tra le città di Ancona e Vasto,

raggiungendo un picco di densità (zona rossa) all'altezza di S. Benedetto del Tronto (Lat.: 42.9568000°, Long.: 13.8767600°). In particolare, l'alta concentrazione di avvistamenti (fascia arancio-rossa) si osserva entro la batimetrica dei 50-100m.

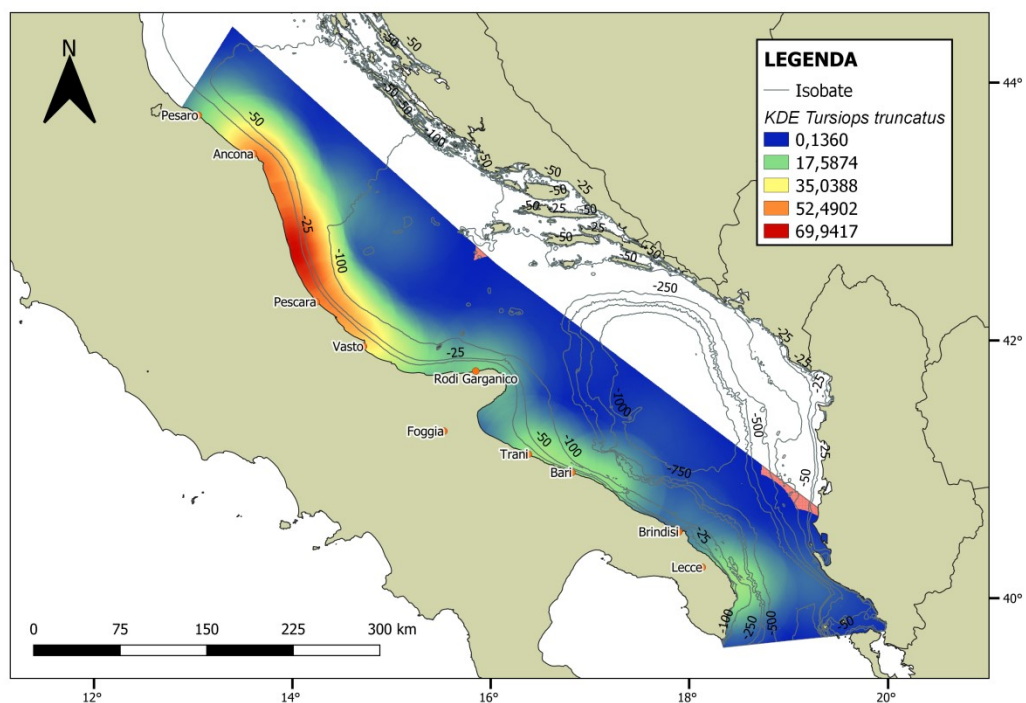


Figura 6. Hotspots di avvistamento per *Tursiops truncatus* all'interno dell'area di studio tra 2008-2018.

La specie *S.coeruleoalba* mostra al contrario una distribuzione che potremmo definire “complementare” ed “opposta” a quella di *T. truncatus* (Figura 7): si osservano aree a maggior densità più al largo ed una zona con un cluster di avvistamenti nel settore meridionale ad una latitudine di 41°N e longitudine

compresa tra i 18°-19°E. Un'area a media densità si osserva anche nella parte più settentrionale dell'area di studio, oltre l'isobata dei 100m. Gli avvistamenti lungo la costa sono assenti nel settore più a nord dell'area indagata fino all'altezza del promontorio del Gargano, mentre si registrano delle aree a bassa densità (in verde) oltre la città di Brindisi fino all'altezza del canale di Otranto. Nonostante la distribuzione degli avvistamenti della stenella sembrerebbe essere opposta rispetto a quella del tursiope, va notato che le densità delle due specie non sono paragonabili. Si noti infatti la differente scala di densità, che registra un valore massimo (in rosso) di ~70 per il tursiope e di 14 per per la stenella striata.

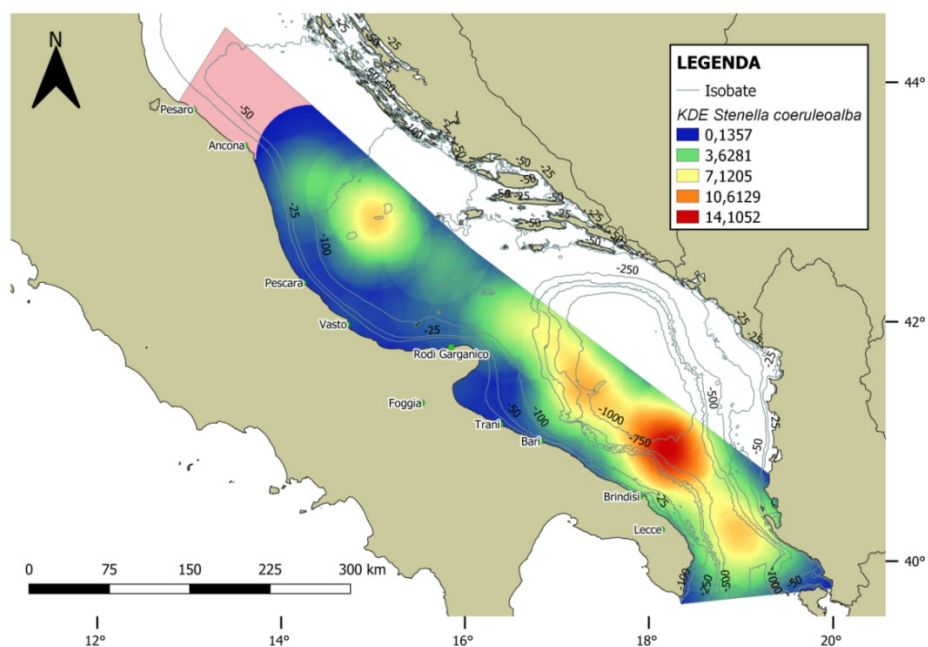


Figura 7. Hotspots di avvistamento per *S. coeruleoalba* all'interno dell'area di studio tra 2008-2018

Per le specie “rare” sono stati solamente plottati su mappa i punti di presenza (Figura 8). In particolare, il capodoglio è stato osservato in un sola occasione a mezzo miglio di distanza dal porto di Vasto nell’ottobre del 2014, così come lo zifio che è stato avvistato una sola volta all’altezza del canale di Otranto, nei pressi della penisola di Karaburun (Albania), ad una profondità di circa 750m. Due gruppi di 5 e 12 esemplari di grampo sono stati documentati in due occasioni nell’estate del 2018, il primo più sotto costa, appena oltre l’isobata dei 100m, il secondo nelle acque al largo dell’Albania a quasi 500m di profondità, mentre la balenottera comune è stata osservata in cinque occorrenze nelle acque al largo di Abruzzo e Puglia. Un dato peculiare è rappresentato da due di questi cinque avvistamenti, il primo documentato al largo di Monopoli l’altro nei pressi del porto di Brindisi, entrambi avvenuti a meno di 500m di distanza dalla costa.

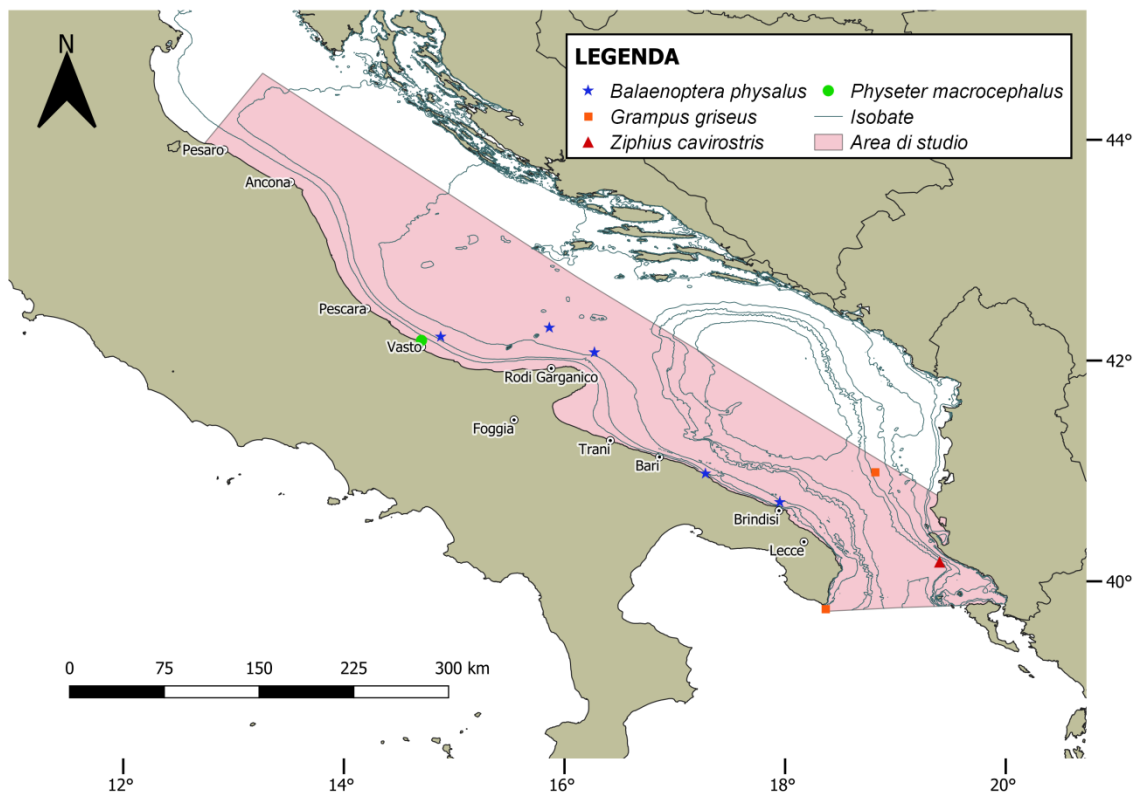


Figura 8. Avvistamenti delle specie “rare” all'interno dell'area di studio tra 2008-2018.

3.6 Core areas stagionali

L'analisi di avvistamento stagionale per la specie *S. coeruleoalba* ha evidenziato delle differenze rilevanti, sia in termini di localizzazione (Figura 9) che di estensione (Tabella 10) delle *core areas*, tra i due intervalli stagionali definiti per l'analisi. Come riporta la mappa qui di seguito (Figura 9), si nota come durante il periodo primavera-estate la probabilità di avvistamento della specie (75% di probabilità, come descritto dalle isoplete in figura) sia confinata interamente e in maniera continua nel settore meridionale

dell'area di studio, mentre si fa più frammentata e si riduce di quasi la metà (da 25237,35km² a 12760,67km²) durante l'intervallo autunno-inverno. Durante lo stesso intervallo, si osserva una distribuzione più dispersa degli incontri all'interno dell'area di studio, con una zona ad alta probabilità di avvistamento anche nel settore settentrionale.

Dal calcolo della sovrapposizione delle due aree stagionali è emerso che l'area più frequentata dalla stenella (probabilità del 75% che questa sia avvistata durante tutto l'anno) corrisponde ad una superficie piuttosto ristretta di soli ~4595,13km², ossia un'area percentuale di sovrapposizione del 13,75%.

Tabella 10. Estensione (in km²) delle *core areas* (CA) stagionali (AU=*Autumn*, WI=*Winter*, SP=*Spring*, SU=*Summer*) per le specie stenella e tursiope all'interno dell'area di studio per il periodo 2008-2018.

	<i>T. truncatus</i>	<i>S. coeruleoalba</i>
CA 75%_AU+WI	15356,33	12760,67
CA 75%_SP+SU	13678,69	25237,35
CA 75%_overlap	8918,77	4595,13

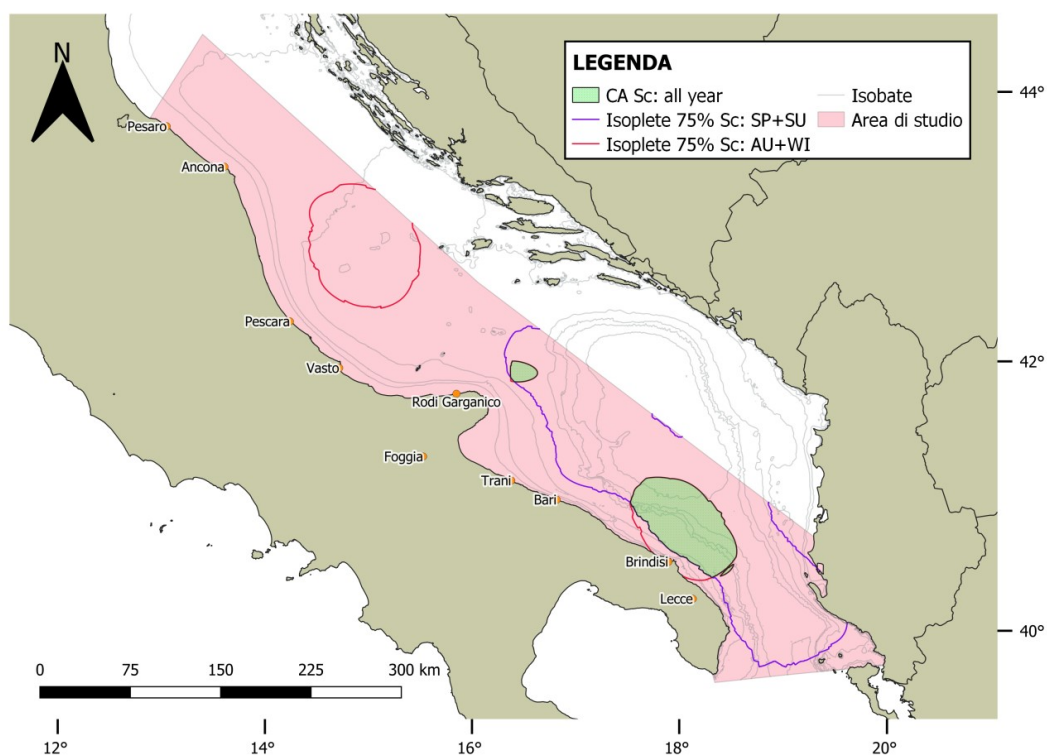


Figura 9. Core areas al 75% per la specie *S. coeruleoalba* durante gli intervalli stagionali primavera-estate, autunno-inverno e durante tutto l'anno all'interno dell'area di studio tra il 2008-2018.

Al contrario, per la specie *Tursiops truncatus*, non sono state rilevate significative differenze nella distribuzione (Figura 10) ed estensione (Tabella 10) delle *core areas* in relazione alla stagionalità. Questo risulta in una percentuale di sovrapposizione tra le due aree notevolmente più alta rispetto alla stenella striata (44,34% per il tursiope, 13,76% per la stenella). Nonostante non siano state evidenziate rilevanti differenze stagionali, si può notare come, per il settore settentrionale dell'area di studio, l'isopleta al 75% si estenda maggiormente alle zone più al largo durante la stagione autunno-

invernale. Queste invece si mantengono più prossime alla costa nella parte meridionale dell'area, come le isoplete del periodo primavera-estate.

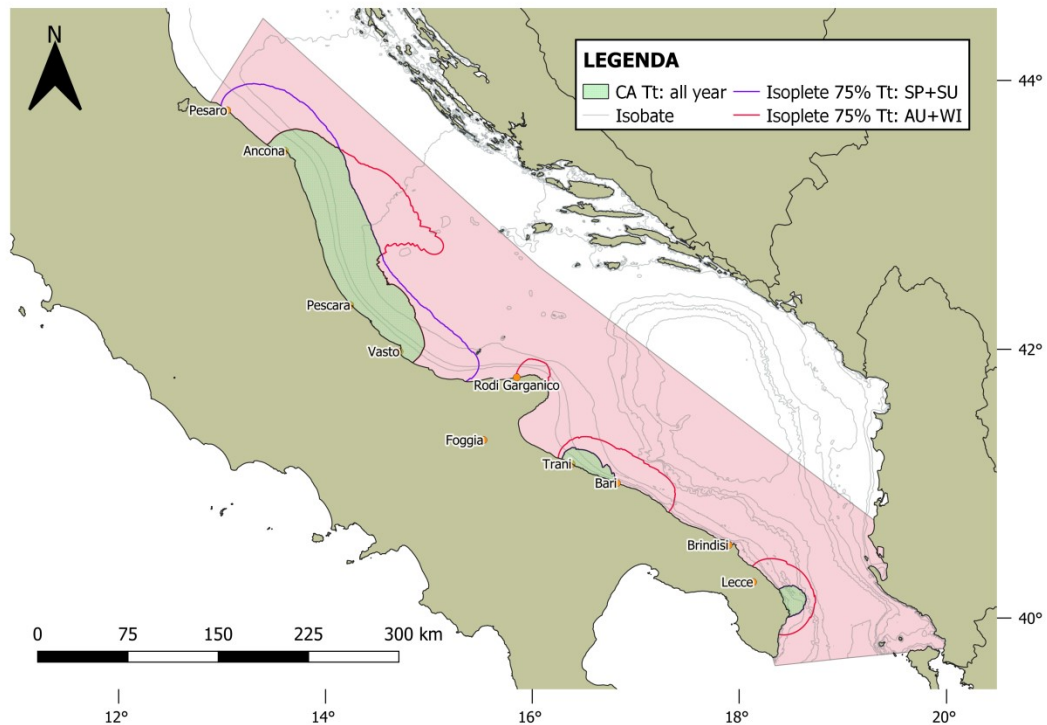


Figura 10. Isoplete al 75% per la specie *T. truncatus* durante gli intervalli stagionali primavera-estate, autunno-inverno e durante tutto l'anno (CA Tt: all year) all'interno dell'area di studio tra il 2008-2018.

3.7 Modello di idoneità habitat

La stima di idoneità ambientale ha restituito valori di AUC molto differenti tra i tre diversi *dataset* (Tabella 11). Per il tursiope, la *performance* del modello varia da “altamente informativo” per i dati social (AUC = $0,943 \pm 0,016$), a “informativo” per le due serie di dati combinati (AUC = $0,862$ per i

dati di training e 0,858 per i dati di test), al “poco informativo” per i dati di *research* (AUC = $0,595 \pm 0,114$).

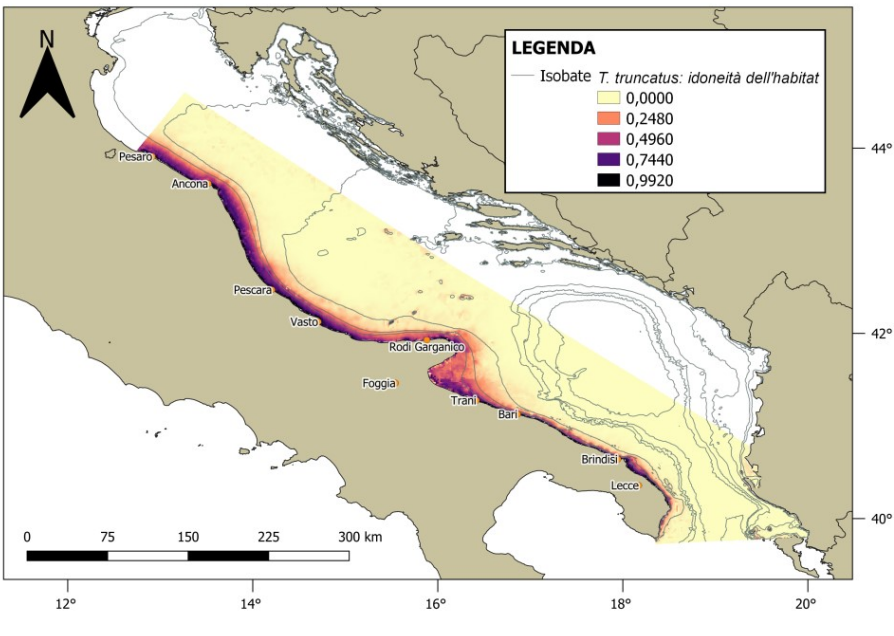
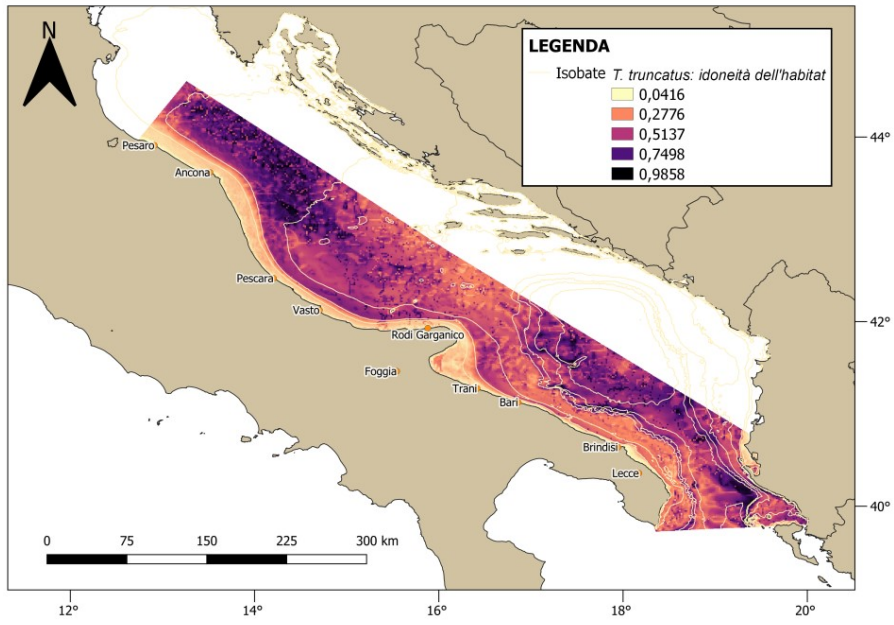
Per la stenella striata, considerando la scala di accuratezza proposta da Swets (1998), sono sempre stati ottenuti modelli accurati (AUC > 0,7) con un livello di informatività che non varia in maniera statisticamente significativa tra il modello ottenuto dalla combinazione dei due *dataset* (AUC=0,834 per i dati di “*training*” e AUC=0,751 per i dati di “*test*”), rispetto a quello ottenuto dai soli dati di ricerca (AUC=0,79 ± 0,040).

Tabella 11. Valori di AUC (*Area Under the Curve*), distinti per *dataset* e specie, ottenuti dai modelli di idoneità ambientale prodotti da MaxEnt per gli avvistamenti di cetacei documentati all’interno dell’area di studio nel periodo 2008-2018.

	Social dataset	Research dataset	Combined dataset	
	Mean AUC	Mean AUC	AUC (training)	AUC (test)
<i>T. truncatus</i>	0,943 ± 0,016	0,592 ± 0,114	0,862	0,858
<i>S. coeruleoalba</i>	-	0,79 ± 0,040	0,834	0,751

Per il tursiope, i grafici *Jackknife* ottenuti dalla combinazione dei due *dataset* mostrano come la profondità e la distanza dalla costa siano i due predittori che pesano maggiormente sull’accuratezza del modello. La profondità è anche la variabile che contiene più informazioni non incluse in altri predittori ambientali. Quello che si osserva infatti è come la rimozione di questa porti ad una sensibile riduzione della *performance* del modello; confermato questo sia dai grafici *Jackknife* sia dall’importanza di permutazione (IPP = 80,1%).

Anche per i modelli elaborati a partire dai due *dataset* presi separatamente, risulta come le stesse variabili siano quelle che incidono maggiormente sull'efficacia di predizione. In particolare, la mappa di idoneità ambientale ottenuta dai soli dati di ricerca non risulta essere particolarmente informativa, in quanto mostra una preferenza del tursiope per l'intera area di studio (alto errore di commissione) ad esclusione della fascia caratterizzata da una batimetria inferiore ai 50m. Tuttavia quando integrati ai dati social, si nota, come atteso, che l'intera fascia costiera costituisca l'ambiente ottimale per la presenza della specie (Figura 11). Inoltre, come riportato dal basso valore di AUC, le capacità predittive del modello elaborato dai soli dati di ricerca sono poco al di sopra del valore *random* ($AUC = 0,5$), evidenziando la ridotta se non quasi casuale capacità del modello nel discriminare gli habitat inadatti da quelli adatti per la specie. Come attestato dal valore di AUC, il modello migliore per il tursiope lo si ottiene dai soli dati social, tuttavia c'è da considerare che i dati della ricerca permettono di integrare un'informazione al largo che altrimenti verrebbe persa con il modello costruito dai soli dati social (Figura 11c). Questo risulta particolarmente evidente per la regione più settentrionale dell'area di studio dove, nonostante la maggior distanza dalla costa, la batimetria mantiene valori relativamente bassi (50-100m).



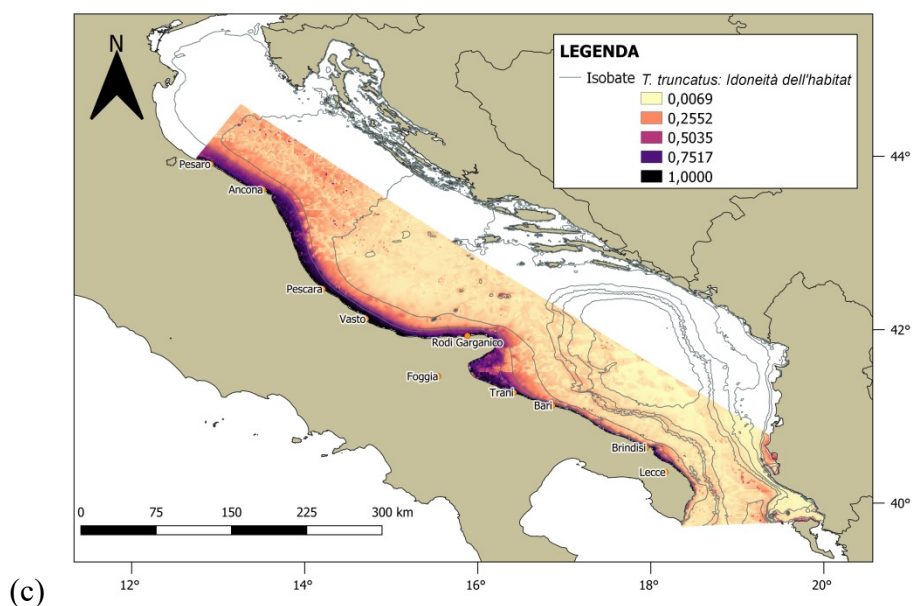
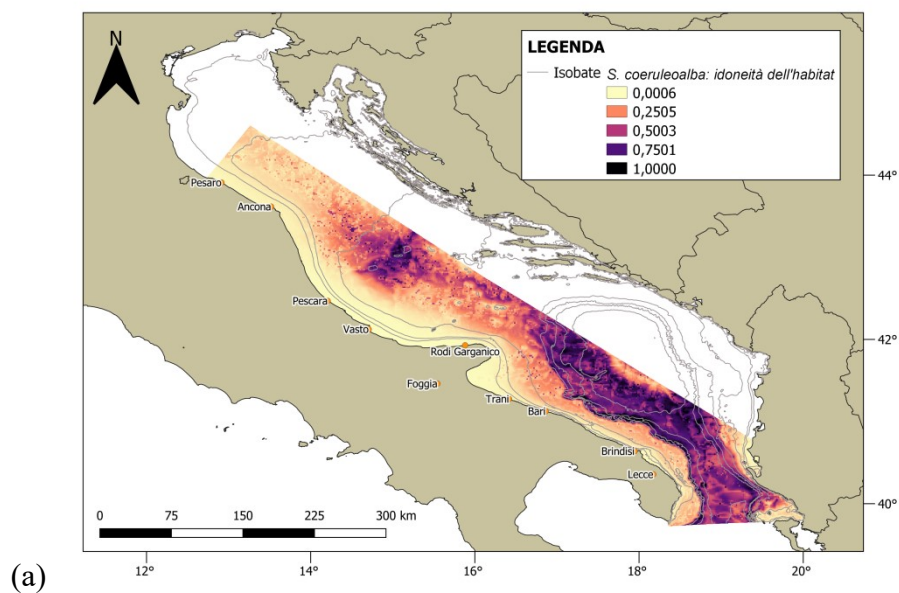


Figura 11. Mappe di idoneità ambientale per la specie *T. truncatus* all'interno dell'area indagata per il periodo 2008-2018. L'idoneità ambientale è riportata secondo scala cromatica dal giallo pallido (bassa idoneità) al viola scuro (alta idoneità). Le mappe predittive per il dataset “*Research*” (a), “*Social media*” (b) e “*Combined*” (c) sono qui riportate in successione.

Per la stenella striata, visto il numero ridotto di avvistamenti per i social media ($n \leq 15$), sono stati presi in considerazione solo i risultati ottenuti dai *dataset* combinati e quelli prodotti singolarmente dalla ricerca. I dati social presi da soli sono infatti troppo pochi per costruire un modello statisticamente valido e inoltre, anche quando integrati alla ricerca, non contribuiscono in maniera rilevante al miglioramento della *performance* del modello (come evidenziano i valori di AUC riportati in Tabella 11). Come per il tursiope, anche in questo caso la profondità è la componente maggiormente determinante per definire la distribuzione della specie. Per entrambi i *dataset*

(“*Research*” e “*Combined*”), sia i grafici *Jackknife* sia la tabella del contributo delle variabili, evidenziano la marcata informatività di questo parametro (CP=71,5%; IPP=59,8%). Seppur in misura minore, ma non marginale, anche la distanza dalla costa e la pendenza del fondale si rivelano determinanti nel definire l’habitat idoneo per la specie. Come riportato nella mappa predittiva in Figura 12, la stenella striata mostra una predilezione per le zone più al largo dove la profondità raggiunge valori maggiori. Questo si evidenzia in particolare nel settore meridionale dell’area di studio, che si caratterizza per le elevate profondità soprattutto in corrispondenza della fossa sud adriatica, che si distingue anche per la forte pendenza del fondale. L’intera fascia che connette la fossa del sottobacino meridionale con il canale d’Otranto mostra un’estesa zona ad elevata idoneità ambientale per la specie. Anche la zona sotto costa, in corrispondenza della penisola di Karaburun (nell’Albania meridionale), mostra buoni livelli di idoneità di habitat. Come evidenziano anche le curve di risposta, a profondità inferiore ai 200m, corrispondono repentine diminuzioni della presenza della stenella. Tuttavia, la batimetrica dei 200m corre molto più vicino alla costa albanese rispetto al versante occidentale del canale d’Otranto e questo contribuisce a spiegare la sua presenza in acque più vicine al litorale. Buone condizioni di idoneità per la specie si presentano anche nella zona del medio Adriatico in

corrispondenza della Fossa di Pomo/Jabuka e nelle acque limitrofe alle Isole Tremiti e alle Isole di Pelagosa (Figura 12b).



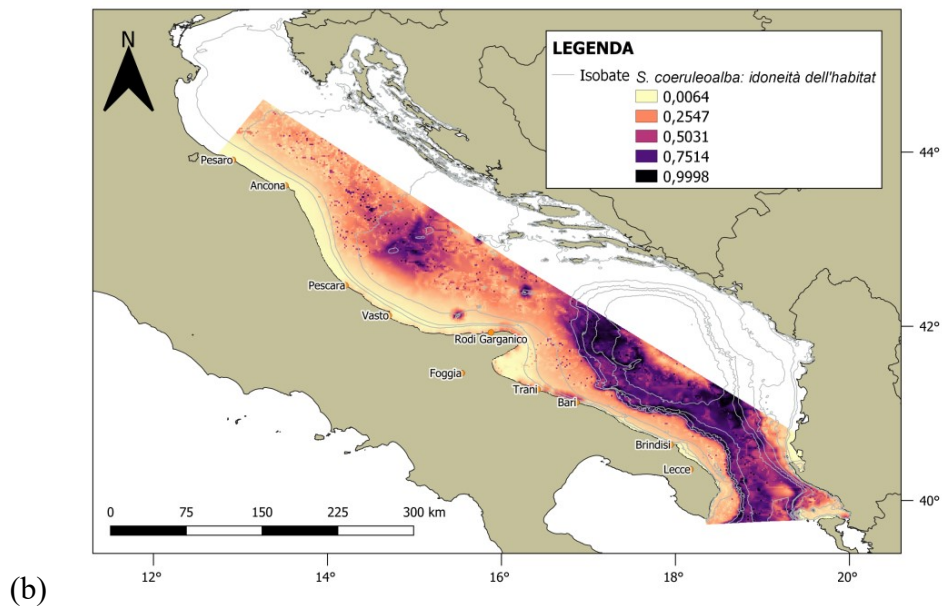


Figura 12. Mappa di idoneità ambientale per la specie *S. coeruleoalba* all'interno dell'area indagata per il periodo 2008-2018. La figura 11a descrive il gradiente di idoneità ambientale ottenuto dai dati di sola ricerca, mentre la figura 11b riporta la preferenza di habitat ottenuta dalla combinazione dei dataset "Ricerca" e "Social".

Capitolo quarto

DISCUSSIONE

4.1 Difficoltà nello studio dei cetacei e social media

I cetacei sono protetti in tutto il mondo dalla Convenzione sul commercio internazionale delle specie di fauna e flora in pericolo (CITES). La salvaguardia di queste specie è tuttavia ostacolata dalla crescente pressione antropica estesa anche all'ambiente marino. L'intrinseca vulnerabilità di queste specie viene così ulteriormente esacerbata da catture accidentali, collisioni con imbarcazioni, degradazione dell'habitat, inquinamento chimico e acustico, impoverimento degli stock ittici e cambiamento climatico (Lewison et al., 2004; Van Waerebeek et al., 2007; Pace et al., 2015). Gli studi di distribuzione dei cetacei e la comprensione delle dinamiche di popolazione delle diverse specie hanno da sempre costituito per i ricercatori una sfida enorme. L'approccio di monitoraggio più idoneo per raccogliere le informazioni necessarie viene stabilito in relazione agli obiettivi della ricerca. In generale, una delle tecniche per lo studio dei cetacei più utilizzate è il monitoraggio visivo lungo transetti predefiniti, una metodologia largamente impiegata soprattutto negli studi di densità di popolazione e che permette di coprire ampi *range* spaziali (Kashner et al., 2012). Non sempre, tuttavia,

questo metodo risulta essere la strategia ottimale. I cetacei sono specie estremamente mobili, alcune altamente migratorie, altre più elusive con prolungati periodi di immersione (es. *Physeter macrocephalus*, *Ziphius cavirostris*) e per le quali quindi i metodi standard di monitoraggio visivo non sono spesso sufficienti, nonostante questo possa essere in parte mitigato affiancando ai *visual survey*, il rilevamento bioacustico passivo. Da qui ne risulta che le informazioni disponibili siano spesso sovrarappresentate da quelle specie che sono “più accessibili” (es. *T.truncatus*, facilmente avvistabile in acque costiere poco profonde) o siano limitate ad aree più facilmente investigabili.

I social media costituiscono un potente strumento che può permettere di ampliare la nostra conoscenza sui cetacei, soprattutto per le aree che sono state meno oggetto di ricerca. La *citizen science* (ossia la raccolta di informazioni scientifiche da parte di cittadini) può in questi termini contribuire ad aggirare il critico problema legato alla scarsa disponibilità di fondi nella ricerca ambientale. La raccolta di dati attraverso campionamento visivo da imbarcazione o lungo transetti aerei richiede infatti *budget* considerevoli, oltre ad essere questi spesso proibitivi in termini logistici. Il monitoraggio è solitamente in grado di coprire solo una parte dell’area utilizzata dalla specie e il tempo possibile per scandagliare la zona è, d’altra parte, strettamente

condizionato dalle condizioni di navigazione. Conseguentemente, gli studi di modellizzazione della distribuzione o idoneità di habitat interessano spesso aree piuttosto circoscritte. La necessità di raccogliere significative quantità di dati su larga scala e a lungo termine in modo meno dispendioso (sia in termini di *budget* che di sforzo di campionamento) e l'ampia diffusione dei social media come strumento di condivisione ha avvicinato parte della comunità scientifica a questa fonte alternativa di informazione (Dylewski et al.,2017).

In questo progetto, la combinazione dei dati raccolti dalla ricerca con quelli estratti dai social network ha permesso da una parte di estendere lo studio ad un'area di indagine più ampia (su una scala temporale maggiore) e dall'altra di limitare la sovrarappresentazione di alcune regioni all'interno dell'area di studio, riducendo così i *bias* di campionamento. I dati di ricerca e quelli raccolti attraverso le piattaforme social si sono mostrati infatti spazialmente complementari. Il carattere principalmente costiero degli avvistamenti riportati sui social media e la copertura della fascia più al largo tramite monitoraggio visivo aereo e da traghetto ha permesso di ottenere una copertura più omogenea dell'area di studio e di ottenere di conseguenza una buona rappresentazione di tutti i suoi ambienti e quindi, con maggior probabilità, di rappresentare tutte le specie frequentatrici del bacino.

I due social network consultati in questo studio sono stati Facebook e YouTube, mentre il contributo apportato da Instagram è da considerarsi sostanzialmente irrilevante. A differenza delle due sopracitate piattaforme, Instagram non presenta infatti (al momento) un'interfaccia idonea all'estrazione di specifiche informazioni. L'impossibilità di effettuare una selezione dei contenuti attraverso l'inserimento di più parole chiave si esplica infatti in un quantitativo enorme di materiale da esaminare. Un protocollo standardizzato di segnalazione degli avvistamenti permetterebbe di ovviare a questo problema, facilitando così il reperimento dei dati e l'acquisizione delle informazioni necessarie. A tal fine si renderebbe utile adottare una modalità di presentazione dei contenuti analoga a quella suggerita da Abreo et al. (2019) (Figura 13). Così facendo si andrebbe a creare un grande *database* online di dati spaziali e temporali più facilmente consultabile, garantendo allo stempo tempo una miglior qualità e accuratezza delle informazioni utilizzate. La diffusione dell'iniziativa potrebbe essere intrapresa sempre attraverso i social network, sfruttando i *tag* virtuali (#) per pubblicizzare e divulgare il progetto. Questo consentirebbe un coinvolgimento più diretto e consapevole degli utenti che utilizzano i social media e permetterebbe di promuovere e migliorare il loro ruolo di osservatori durante le uscite in mare.

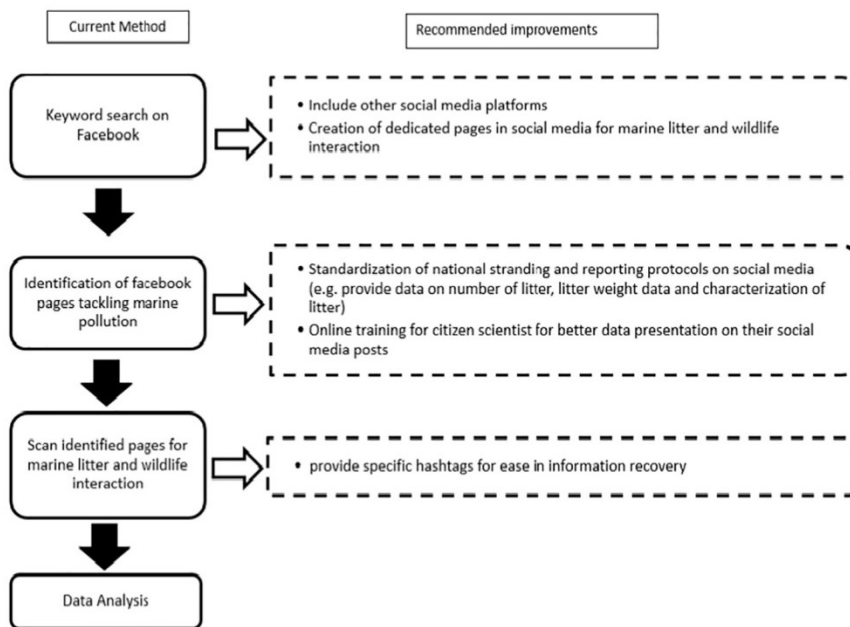


Figura 13. Schema sulla metodologia applicata da Abreo et al., (2019) e suggerimenti per migliorare l'impiego dei social media nella ricerca scientifica.

I cetacei sono delle specie altamente carismatiche che hanno sempre esercitato un grande fascino e destato un grande interesse e curiosità nel grande pubblico. Avvicinare e sensibilizzare il pubblico consentirebbe non solo di acquisire più informazioni, ma il coinvolgimento diretto permetterebbe di sviluppare una maggior consapevolezza ecologica (Goffredo et al., 2010). I dati estratti dalle piattaforme social possono inoltre costituire un valido strumento per convalidare i dati raccolti attraverso metodi di ricerca tradizionali standardizzati (o viceversa) o per indirizzare gli sforzi di ricerca verso aree meno conosciute.

La quantità di materiale disponibile all'interno dei social media è elevata, tuttavia non tutto il materiale condiviso dagli utenti si è reso fruibile per questo lavoro. Non sempre infatti è stato possibile poter reperire le informazioni primarie necessarie per svolgere le analisi (data dell'incontro, coordinate geografiche e identificazione della specie). Questo si è dimostrato complicato soprattutto per gli avvistamenti meno recenti per i quali la risoluzione delle foto/video era troppo ridotta, compromettendo conseguentemente l'identificazione della specie, o per la troppa incertezza da parte dell'utente nel ricordare la data dell'avvistamento. Oltre a questo, in caso di mancata risposta da parte dell'utente stesso, l'assenza di punti di riferimento ben definiti (soprattutto per gli avvistamenti in mare aperto) ha impedito di effettuare una buona stima della posizione. Ciò ha portato conseguentemente ad ottenere numeri notevolmente più alti per gli incontri prossimi alla costa e a scartare diversi avvistamenti registrati al largo. Vari avvistamenti di gruppi di stenella striata documentati nelle acque *off-shore* della Puglia sono stati per questa ragione esclusi dal presente lavoro. Da qui ne è risultata la quasi esclusività dei progetti di ricerca in merito ai dati relativi a quest'ultima specie. Non sempre infatti è stato possibile ricevere le informazioni necessarie dalla persona che aveva caricato il contenuto (soprattutto per YouTube) e non sempre venivano lette le richieste sulle chat

personali di Facebook. L'utilizzo di un protocollo standardizzato permetterebbe quindi di contrastare queste problematiche.

La mancata presenza di avvistamenti (per l'area indagata nel periodo di tempo selezionato) all'interno del database online OBIS-SEAMAP evidenzia ulteriormente come l'Adriatico, o per lo meno la fascia centrale del bacino, sia stata negli anni meno investigata rispetto ad altri mari italiani come il Tirreno, rimettendo l'accento sulla necessità di concentrare gli sforzi di ricerca all'interno di questo mare semichiuso fortemente antropizzato.

Considerando le lacune e le difficoltà che si incontrano nello studio dei cetacei, la *citizen science* può effettivamente dare un contributo di rilievo ai progetti di ricerca. Tuttavia, devono essere discussi anche alcuni limiti. Va considerato che, poiché i dati social non sono il prodotto di schemi di campionamento standardizzati, potrebbero dar luogo ad alcune distorsioni di campionamento. Inoltre, gli avvistamenti social e i dati raccolti tramite *survey* aerei in questo lavoro fanno riferimento soprattutto al periodo estivo o primaverile-estivo quando le condizioni meteo-marine sono più adatte per il monitoraggio visivo e le osservazioni da parte di turisti e appassionati del mare lungo il litorale subiscono un forte salita in relazione alla bella stagione. Questo risulta in *bias* stagionali che possono quindi ridurre la capacità dei

modelli di evidenziare l'effettiva distribuzione delle specie in relazione alla stagionalità.

D'altra parte, l'integrazione di diverse fonti di informazione in questo lavoro ha permesso di ottenere una panoramica più ampia e completa circa le conoscenze attuali sulle due principali specie di cetacei residenti in Adriatico (tursiope e stenella striata) e una conferma sulla presenza delle altre specie definite come regolarmente presenti in Adriatico. Questo studio può quindi costituire uno primo strumento per una pianificazione strategica e un miglior direzionamento degli sforzi di ricerca futuri.

4.2 Tursiope

Il tursiope è considerato l'unica specie regolarmente presente in tutto il bacino dell'Adriatico (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2015). Avendo una distribuzione per lo più costiera, viene solitamente avvistato entro i primi 200m dalla costa, corrispondenti tipicamente alle acque della piattaforma continentale, nelle lagune e nei mari chiusi (Blasi & Boitani, 2012), ma figura anche come un regolare frequentatore delle acque che lambiscono isole e arcipelaghi *off-shore* (Bearzi et al., 2008).

Il tursiope è stata la specie maggiormente avvistata nell'area di studio e in particolar modo lungo l'intero tratto di mare caratterizzato da una profondità

inferiore ai 100m. La sezione più a nord dell'area investigata si è in particolar modo caratterizzata per i valori notevolmente più alti di avvistamenti rispetto al settore meridionale. La specie sembrerebbe prediligere la parte più a nord, la quale ha registrato anche un maggior numero di eventi di spiaggiamento (sia in toto sia per singola regione). Il tasso maggiore di avvistamento potrebbe essere in parte dovuto alla maggior estensione del fondale con profondità <100m che, come confermato dalle analisi di idoneità ambientale, è la principale variabile che definisce l'ambiente ottimale per la specie. Le analisi di idoneità ambientale hanno infatti confermato la preferenza del tursiope per gli habitat neritici, mettendo in evidenza la forte relazione tra la presenza della specie con la profondità e la distanza dalla costa, due variabili geomorfologiche spesso correlate (all'aumentare della distanza dal litorale, aumenta la profondità). Tuttavia, per l'Adriatico, questo paradigma risulta essere meno evidente nella sezione più settentrionale, che si contraddistingue per l'estesa piattaforma continentale, mentre risulta più chiaro nella sezione meridionale caratterizzata da un gradiente batimetrico più pronunciato. Nonostante tutta la fascia costiera con profondità <50m sia risultata essere l'ambiente ottimale per la specie, dall'integrazione dei dati di ricerca con i dati social si nota una maggior preferenza del tursiope, rispetto al settore meridionale, anche per le zone più *off-shore*.

Visto che l'abbondanza di prede e le abitudini alimentari delle specie contribuiscono a modellare la distribuzione e la preferenza per certi habitat (Allen et al., 2001), una visione più chiara circa le zone più idonee per la presenza del tursiope potrebbe essere ottenuta includendo anche variabili antropogeniche che influiscono sulla disponibilità delle prede e che possono essere impiegate come *proxies* dell'impatto antropico, come la distanza dalle piattaforme *off-shore* o dalle aree di pesca. In particolare, la distanza dalle aree sfruttate dalla pesca potrebbe essere utilizzata come misura per stimare la componente attrattiva degli esemplari per le catture/scarti dei pescherecci (Carlucci et al., 2016). In merito agli impianti *off-shore*, uno studio pubblicato da Triossi et al. (2013) al largo di Ravenna (Emilia Romagna), ha evidenziato la componente attrattiva delle piattaforme di gas per il tursiope, funzionando queste come reef artificiali in grado di creare habitat idonei per specie demersali, oltre che costituire dei siti di aggregazione per specie ittiche pelagiche (anche Fabi et al., 2004). I risultati dello studio mostrano come la maggior disponibilità di prede risulti in una maggior frequenza di comportamenti di alimentazione e “*milling*” in prossimità delle stesse piattaforme, suggerendo il loro potenziale nel costruire indirettamente dei siti di foraggiamento per la specie. Una strategia che consentirebbe loro di incrementare il successo della predazione e al contempo di ridurre l'energia

richiesta associata alla fase di foraggiamento. Strategia inoltre che sarebbe in linea con il comportamento plastico e opportunistico della specie (Bearzi et al., 2019), la quale ha sviluppato un importante grado di adattamento alle attività umane, sfruttando in molti casi l'attività di pescherecci a strascico (Lauriano et al., 2004; Genov et al., 2008; Pace et al., 2012; Bonizzoni et al., 2021) o di impianti di acquacoltura (Diaz Lopez & Shrai, 2008; Pace et al., 2012), traendo così vantaggio dalla maggior disponibilità di cibo. Considerando il sovrasfruttamento di molti stock ittici nell'Adriatico centro-settentrionale – GSA17 – (Russo et al., 2020) e il divieto di pesca entro un raggio di 500m dalle piattaforme, gli stessi impianti potrebbero costituire degli habitat ottimali per l'alimentazione dei cetacei. Considerando inoltre che nel nord e centro Adriatico si contano circa 90 piattaforme, questa variabile potrebbe contribuire a spiegare la selezione dell'habitat da parte della specie.

Un'ulteriore considerazione circa la distribuzione del tursiope va fatta in merito alla stagionalità. La sua presenza all'interno dell'area indagata non è risultata dipendere dalla stagionalità: il presente studio non ha infatti evidenziato modelli diversi di distribuzione stagionale, evidenziando piuttosto una sua presenza costante durante tutto l'anno lungo la costa italiana.

Dalle analisi effettuate, la dimensione media dei gruppi di tursiope sembra risentirne durante il periodo invernale. Questo potrebbe essere una

conseguenza delle condizioni meto-marine, che durante l'inverno potrebbero limitare la visibilità e quindi una stima più accurata del numero di esemplari effettivamente presenti.

4.3 Stenella striata

La stenella striata è una specie pelagica che generalmente si distribuisce oltre le acque della platea continentale, dalla scarpata continentale alle acque al largo più produttive (Aguilar, 2000; Notarbartolo di Sciara et al., 2003), ma la si può avvistare anche vicino alla costa quando il fondale è sufficientemente profondo.

All'interno dell'area di studio, tra il 2008 e il 2018, è stato evidenziato un *hotspot* di avvistamenti all'interno del settore del basso Adriatico la cui ridotta piattaforma continentale, la forte pendenza del fondale già in prossimità della costa, a cui si accompagna un'elevata profondità, costituisce un ambiente ottimale per specie pelagiche come la stenella striata (Fortuna et al., 2011). A differenza del tursiope, è emerso per la stenella un utilizzo stagionale differente dell'area di studio. Mentre si osserva una più ampia e continua distribuzione della specie nel periodo primavera-estate, nell'intervallo autunno-inverno si assiste ad una distribuzione più dispersa: la specie riduce infatti la sua presenza nel basso Adriatico e si sposta più a nord

creando una *core area* anche nel settore più settentrionale dell'area di studio. Tuttavia in questo caso le variazioni stagionali osservate vanno considerate con una maggior cautela visto il maggior peso degli avvistamenti estivi. La disomogenità stagionale del campionamento, correlata al numero estremamente ridotto di avvistamenti raccolti dai social media e al monitoraggio aereo dell'area solamente nel periodo estivo, potrebbero infatti aver influito sulle variazioni stagionali osservate. Tuttavia non si esclude il *trend* stagionale osservato, considerando che l'area evidenziata nel sottobacino centrale presenta caratteristiche fisiografiche in linea con i requisiti selezionati tipicamente dalla specie. Sarebbe interessante esaminare anche l'effetto della stagionalità sull'utilizzo dell'habitat per vedere se si riscontrano delle differenze, cioè vedere se l'idoneità dell'habitat varia stagionalmente. Includendo inoltre ai predittori ambientali, che potenzialmente descrivono la distribuzione della specie, la temperatura superficiale dell'acqua, si potrebbe valutare se la stessa possa influire sulla sua distribuzione stagionale o ancora si potrebbe verificare se le differenze registrate possano essere legate ad uno *shift* nella preferenza di prede.

Come per il tursiope, la distribuzione spaziale della stenella viene principalmente spiegata dalla profondità, raggiungendo valori massimi tra i 200 i 1000m per poi subire una rapida decrescita a profondità inferiori ai

200m. Le altre due variabili ambientali che contribuiscono a modellarne la sua distribuzione nell'area adriatica investigata sono la distanza dalla costa e la pendenza del fondale, per le quali si evidenzia al loro incremento, un aumento della probabilità di presenza della specie, con l'eccezione del versante orientale del canale di Otranto per il quale le mappe predittive di idoneità hanno descritto un ambiente ottimale per la specie anche a distanze più prossime alla costa. Complessivamente, queste caratteristiche hanno messo in risalto l'importanza delle due fosse adriatiche (Fossa di Pomo/Jabuka e Fossa sud adriatica), le isole *off-shore* e il canale di Otranto come habitat preferiti dalla stenella. Proprio in corrispondenza della fossa sud adriatica, le analisi di densità Kernel hanno descritto l'area come un punto caldo di avvistamento della specie, rinforzando l'importanza di quest'area per la presenza della stenella nel bacino Adriatico (Boisseau et al., 2008).

Durante il periodo estivo i gruppi di stenella presentavano una dimensione significativamente maggiore rispetto al periodo invernale. In questo caso i risultati ottenuti vanno valutati con maggior riguardo, considerando le possibili distorsioni legate al maggior sforzo di campionamento durante la stagione estiva. Alternativamente, considerando che tra i principali fattori che influiscono sulla distribuzione e dimensione dei gruppi di cetacei, la disponibilità di prede (abbondanza e distribuzione) ricopre un ruolo

determinante, questa potrebbe contribuire a spiegarne il *trend* stagionale osservato.

4.4 Specie occasionali

Gli avvistamenti delle altre quattro specie documentate nell'area di studio, zifio, grampo, capodoglio e balenottera comune, erano piuttosto ridotti, per cui le stesse sono state classificate in questo lavoro come “rare” o “occasionali”.

Lo zifio è stato avvistato in un'unica occasione nelle acque del sottobacino meridionale, mentre all'interno dell'area non sono stati segnalati spiaggiamenti della specie. Nonostante possa quindi sembrare un visitatore occasionale dell'Adriatico (Podestà et al., 2006), la sua rarità in questo mare è stata messa in discussione da altri studi che descrivono il basso settore del bacino come habitat ideale per lo zifio (Holcer et al., 2007; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014). Holcer et al. (2007), facendo un confronto tra il numero di spiaggiamenti registrati nel sotto-bacino meridionale con quelli registrati nell'intero Mediterraneo, ha inoltre evidenziato che, nonostante il numero ridotto di esemplari spiaggiati nel primo caso, questi erano in proporzione notevolmente più numerosi nel basso Adriatico. Inoltre va considerato che la fascia più orientale non è stata investigata e questo potrebbe aver contribuito

al ridotto numero di avvistamenti/spiaggiamenti registrati. Va inoltre tenuto in considerazione che lo zifio è una specie che si contraddistingue per i lunghi tempi di immersione, rendendo ulteriormente più difficile il suo avvistamento (Gannier, 2015).

Nel Mediterraneo le informazioni relative a *G. griseus* sono piuttosto limitate (Bearzi et al., 2011) e i soli due avvistamenti riportati all'interno dell'area di studio tra il 2010-2018, più il singolo spiaggiamento segnalato nelle coste della Puglia, rendono difficile fare delle comparazioni che possano essere di rilievo. Come il monitoraggio aereo del 2010 e 2013, che aveva coperto l'intero Adriatico, aveva documentato dei gruppi di grampo esclusivamente nel settore meridionale del bacino, anche i due incontri riportati in questo lavoro ricadono all'interno del settore meridionale. Questo è in linea con le preferenze ambientali della specie che abita tipicamente le acque della scarpata continentale (Blanco et al., 2002; Azzellino et al., 2008) e le acque al largo più profonde caratterizzate da forti pendenze, come le acque prossime ai canyon sottomarini dove certi processi oceanografici, come fenomeni di *upwelling* e *mixing*, favoriscono la creazione di eventi di aggregazione dello zooplancton, attraendo così organismi appartenenti ai livelli trofici superiori come i cefalopodi (principali prede dello zifio).

La balenottera comune è una specie prevalentemente pelagica regolarmente avvistata in Mediterraneo in acque caratterizzate da elevate profondità, fino a 2500m (Notarbartolo di Sciara et al., 2003). La specie risulta essere particolarmente abbondante soprattutto nella parte nord-occidentale del bacino che, nel periodo estivo, diventa una zona ottimale di foraggiamento (Forcada et al., 1996; Aissi et al., 2008). Tuttavia, la sua distribuzione spaziotemporale e le rotte che questa percorre stagionalmente rimangono per lo più sconosciute. Questo studio ha documentato quattro avvistamenti nella stagione primaverile e uno in quella autunnale; tre dei cinque in centro Adriatico e due nella zona meridionale. Un fatto quindi particolare considerando che questa zona manca delle caratteristiche ambientali tipicamente selezionate dalla specie (Notarbartolo di Sciara et al., 2003; Caputo & Giovanotti, 2009). È interessante notare che in tutte le osservazioni riportate gli esemplari sono stati documentati ad una profondità non superiore ai 100m e uno addirittura entro la batimetrica dei 25m. Un altro studio condotto da Canese et al. (2006) aveva documentato gruppi di esemplari di balenottera comune alimentarsi in acque poco profonde (media=62.3 m, DS=30.9, mediana=56.5, n. gruppi=20) intorno all'isola di Lampedusa, evidenziando in risposta una differente strategia di alimentazione ed una

maggior variabilità rispetto alle preferenze di habitat tipicamente descritte per la stessa specie.

L'area registra, in quest'arco temporale di 10 anni, tre spiaggiamenti di capodogli, di cui due spiaggiamenti di massa, e un singolo avvistamento nei pressi del porto di Vasto (Chieti) ad una profondità inferiore ai 25m. Poiché l'avvistamento riportato è avvenuto nella medesima città e in tempi molto prossimi rispetto allo spiaggiamento dei 7 capodogli in provincia di Chieti, potrebbe rappresentare con alta probabilità uno dei 4 esemplari, ancora vivi al momento della segnalazione, che erano riusciti successivamente a prendere il largo.

La popolazione di capodoglio dell'intero bacino del Mediterraneo è stata catalogata come "*Endangered*" nella Lista Rossa IUCN (Reeves & Notarbartolo di Sciara, 2006), un dato che non sorprende visti i frequenti spiaggiamenti della specie. In particolare, in Adriatico si sono verificati episodi di spiaggiamento di massa sin dai tempi più remoti, con il primo evento documentato a fine del XI secolo (Bearzi et al., 2011). Il capodoglio è una specie principalmente teutofaga che si caratterizza per le prolungate e profonde immersioni alla ricerca di calamari, solitamente nelle acque profonde della scarpata continentale, ma anche nelle acque più al largo ad una profondità superiore ai 600m (Canadas et al., 2002). Questo da una parte

spiega la più facile rilevabilità della specie tramite metodi di bioacustica (Boisseau et al., 2010) e dall'altra evidenza che il settore centro-settentrionale dell'Adriatico non costituisce un ambiente ottimale per la specie vista la sua ridotta batimetria.

Capitolo quinto

CONCLUSIONI

In conclusione, l'integrazione dei dati della ricerca scientifica con i dati dei social media ha permesso, in questo lavoro di tesi, di aggiungere nuove informazioni sui cetacei all'interno di un'area molto estesa e poco investigata del bacino Adriatico. Questo lavoro ha permesso infatti di: (1) identificare le aree che costituiscono degli *hotspot* di avvistamento per le specie tursiope e stenella striata, (2) definire la loro distribuzione stagionale e (3) identificare le aree più idonee per ciascuna delle due specie. In particolare, quest'ultimo punto ha permesso di ottenere un'immagine sulla potenziale distribuzione delle specie medesime che va oltre la semplice mappatura degli avvistamenti, descrivendo queste la distribuzione di tursiope e stenella in relazione alle variabili ambientali che maggiormente contribuiscono a definire le loro preferenze per certi habitat. Questo ha permesso quindi di affinare l'area effettivamente occupata dalle specie nella zona di ricerca.

Il presente elaborato costituisce quindi un passo ulteriore verso la comprensione delle popolazioni di cetacei in Adriatico, entro un'area che più si avvicina al loro effettivo *range* di distribuzione. I cetacei sono specie altamente mobili e che quindi necessitano di estese aree di conservazione per

la loro tutela. I risultati ottenuti possono quindi aiutare a stabilire le zone che necessitano di una maggior attenzione per la loro protezione.

BIBLIOGRAFIA

1. Abdulla, A. and Linden, O. (2008). Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: review of impacts, priority areas and mitigation measures. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 168p.
2. Abreo, N.A.S., Thompson, K.F., Arabejo, G.F.P. and Superio, M.D.A. (2019). Social media as a novel source of data on the impact of marine litter on megafauna: the Philippines as a case study. *Mar. Pollut. Bull.*, 140, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.030>
3. Acevedo, P., Melo-Ferreira, J., Real, R. and Alves, P.C. (2012). Past, present and future distribution of an iberian endemic, *Lepus granatensis*: ecological and evolutionary clues from species distribution models. *PloS ONE*, 7 (12), e51529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051529>
4. Aguilar, A. (2000). Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *J. Cetacean Res. Manage*, 2 (1), 17-26.
5. Aissi, M., Celona, A., Comparetto, G., Mangano, R., Wurtz, M. and Moulins, A. (2008). Large-scale seasonal distribution of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the central Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol.*

<https://doi.org/10.1017/S0025315408000891>

6. Allen, M.C., Read, A.J., Gaudet, J. and Sayigh, S.L. (2001). Fine-scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 222, 253–264.
<https://doi.org/10.3354/meps222253>
7. Artegiani, A., Bregant, D., Paschini, E., Pinardi, N., Raicich, F. and Russo, A. (1997). The Adriatic sea general circulation. Part I: air – sea interaction and water mass structure. *J. Phys. Oceanogr.* 27 (8), 1492-1514.
[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1997\)027<1492:TASGCP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1997)027<1492:TASGCP>2.0.CO;2)
8. Azzellino, A., Fossi, M.C., Gaspari, S., Lanfredi, C., Lauriano, G., Marsili, L., Panigada, S. and Podestà, M. (2014). An index based on the biodiversity of cetacean species to assess the environmental status of marine ecosystems. *Marine Environmental Research*, 100, 94-111.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.003>
9. Bănaru, D., Mellon-Duval, C., Roos, D., Bigot, J-L., Suplet, A., Jadaud, A., Beaubrun, P. and Fromentin, J.-M. (2013). Trophic structure in the Gulf of Lions marine ecosystem (north-western

- Mediterranean Sea) and fishing impacts. *J. Mar. Syst.*, 111-112, 45-68.
<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.09.010>
10. Bas, A.A., Affinito, F., Martin, S., Vollmer, A., Gansen, C., Morris, N., Frontier, N., Nikpaljevic, N. and Vujović, A. (2018). Bottlenose dolphins and striped dolphins: species distribution, behavioural patterns, encounter rates, residency patterns and hotspots in Montenegro, south Adriatic (2016 – 2017), Annual Report, Montenegro Dolphin Project, DMAD, Antalya, Turkey.
11. Bastardie, F., Angelini, S., Bolognini, L., Fuga, F., Manfredi, C., Martinelli, M., Nielsen, J.N., Santojanni, A., Scarcella, G. and Grati, F. (2017). Spatial planning for fisheries in the northern Adriatic: working toward viable and sustainable fishing. *Ecosphere*, 8 (2), e01696.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.1696>
12. Bearzi, G. (2002). Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. Report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 9, 20 pp.
13. Bearzi, G., Azzellino, A., Politi, E., Costa, M. and Bastianini, M. (2008). Influence of seasonal forcing on habitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the northern Adriatic Sea. *Ocean. Sci. J.*, 43 (4), 175-182. <https://doi.org/10.1007/BF03029922>

14. Bearzi, G., Bonizzoni, S., Riley, M.A. and Santostasi, N.L (2021). Bottlenose dolphins in the north-western Adriatic sea: abundance and management implications. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 31, 651-664. <https://doi.org/10.1002/aqc.3450>
15. Bearzi, G., Costa, M., Politi, S., Agazzi, S., Pierantonio, N. and Tonini, D. (2009). Cetacean records and encounter rates in the northern Adriatic Sea during the years 1988-2007. *Annales, Ser. Hist. Nat.*, 19 (2), 145-150.
16. Bearzi, G., Fortuna, C.M. and Reeves, R.R.(2008). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal. Rev.*, 39 (2), 92-123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x>
17. Bearzi, G., Holcer, D. and Notarbartolo di Sciara, G. (2004). The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 14, 363–379. <https://doi.org/10.1002/aqc.626>
18. Bearzi, G., Notarbartolo di Sciara, G. and Politi, E. (1997). Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Mar. Mamm. Sci.*, 13 (4), 650-668. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1997.tb00089.x>

19. Bearzi, G., Pierantonio, N., Affronte, M., Holcer, D., Maio, N. and Notarbartolo di Sciara (2011). Overview of sperm whale *Physeter macrocephalus* mortality events in the Adriatic Sea, 1555-2009. *Mammal Rev.*, 41 (4), 276-293. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00171.x>
20. Bearzi, G., Piwetz, S. and Reeves, R. (2019). Odontocete Adaptations to Human Impact and Vice Versa. In: Würsig B. (eds) *Ethology and Behavioral Ecology of Odontocetes*. *Ethology and Behavioral Ecology of Marine Mammals*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16663-2_10
21. Bearzi, G., Reeves, R.R., Notarbartolo di Sciara, G., Politi, E., Cañadas, A., Frantzis, A. and Mussi, B. (2003). Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.*, 33(3), 224-252. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x>
22. Bearzi, G., Reeves, R.R., Remonato, E., Pierantonio, N. and Airoidi, S. (2011). Risso's dolphin *Grampus griseus* in the Mediterranean Sea. *Mammalian biology*, 76 (4), 385-400. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.06.003>

23. Béthoux, J.P. and Gentili, B. (1999). Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate changes. *J. Mar. Sci.*, 20 (1-4), 33-47. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(98\)00069-4](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(98)00069-4)
24. Blanco, C., Raduan, M.A. and Raga, J.A. (2006). Diet of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) in the western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 70 (3), 407-411. <https://doi.org/10.3989/scimar.2006.70n3407>
25. Blasi, M.F. and Boitani, L. (2012). Modelling fine-scale distribution of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* using physiographic features on Filicudi. *Endang. Species Res.*, 17 (3), 269-288. <https://doi.org/10.3354/esr00422>
26. Boisseau, O., Lacey, C., Lewis, T., Moscrop, A., Danbolt, M. and McLanaghan (2010). Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 90 (8), 1589-1599. <https://doi.org/10.1017/S0025315410000342>
27. Bonizzoni, S., Furey, N.B. and Bearzi, G. (2021). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-western Adriatic Sea: spatial distribution and effects of trawling. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 31, 635-650. <https://doi.org/10.1002/aqc.3433>

28. Canadas, A., Sagarminaga, R. and Garcia-Tiscar, S. (2002). Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49 (11), 2053-2073. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00123-1)
29. Canese, S., Cardinali, A., Fortuna, C.M., Giusti, M., Lauriano, G., Salvati, E. and Greco, S. (2006). The first identified winter feeding ground of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 86, 903-907.
30. Caputo, V. and Giovanotti, M. (2009). Haplotype characterization of a stranded *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) from Ancona (Adriatic Sea, central Italy). *Hystrix It. J. Mamm.*, 20 (1), 83-85. <https://doi.org/10.4404/hystrix-20.1-4438>
31. Carlucci, R., Fanizza, C., Cipriano, G., Paoli, C. and Russo, T. (2016). Modelling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea). *Ecol. Indic.*, 69, 707-721. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.035>

32. Carlucci, R., Fanizza, C., Cipriano, G., Paoli, C., Russo, T. and Vassallo, P. (2016). Modelling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea). *Ecol. Indic.*, 69, 707-721. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.035>
33. UNEP/CBD/EBSA/2014/3/4. *Report of the Mediterranean regional workshop to facilitate the description of ecologically or biologically significant marine*. (Malaga, 7-11 April 2014). 44p.
34. Cushman-Rosin, B., Gačić, M., Poulani, P., & Artegiani, A. (Eds), 2001. *Physical oceanography of the Adriatic Sea. Past, present and future*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.
35. Danovaro, R. and Boero, (2019). World Seas: an Environmental Evaluation. *Italian seas.*, 1, 283-306. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00060-7>
36. Díaz López, B. and Shirai, J.A.B. (2008). Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 62, 887. <https://doi.org/10.1007/s00265-007-0512-1>
37. Dylewsky, L. Mikula, P. Tryjanowsky, P. and Morelli, P. (2017). Social media and scientific research are complementary-YouTube and

- shrikes as a case study. *Sci. Nat.*, 104, 48.
<https://doi.org/10.1007/s00114-017-1470-8>
38. Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., Leathwick, J. R. Lehmann, A., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distribution from occurrence data. *Ecography*, 29 (2), 129-151.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
39. Evans, P.G.H. and Hammond, P. S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Rev.*, 34(1), 131-156.
<https://doi.org/10.1046/j.0305-1838.2003.00027.x>
40. Fabi, G., Grati, F., Puletti, M. and Scarcella, G. (2004). Effects on fish community induced by installation of two gas platforms in the Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 273, 187-197.
<https://dx.doi.org/10.3354/meps273187>
41. FAO (2017). *Report of the nineteenth session of the Scientific Advisory Committee on Fisheries* Ljubljana, Slovenia, 16–19 May 2017; Fipi/R1209(Bi) FAO Fisheries and Aquaculture Report, General Fisheries Commission for the Mediterranean
184. <http://www.fao.org/3/a-i7889b.pdf> (accesso: 25 maggio 2021)

42. Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X. and Aguilar, R. (1996). Distribution and abundance of fin whale (*Balaenoptera physalus*) in the western Mediterranean Sea during the summer. *J. Zool.*, 238 (1), 23-34. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05377.x>
43. Fortibuoni, T., Giovanardi, O., Pranovi, F., Reicevich, S., Solidoro, C. and Libralato, S. (2017). Analysis of long-term changes in a Mediterranean marine ecosystem based on fishery landings. *Front. Mar. Sci.*, 4, 33. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00033>
44. Fortuna C.M., Cañadas, A., Holcer, D., Brecciaroli, B., Donovan, G.P., Lazar, B., Mo, G., Tunesi, L. and Mackelworth, P.C. (2018). The coherence of the European Union Marine Natura 2000 Network for wide ranging charismatic species: a Mediterranean case study. *Front. Mar. Sci.*, 5, 356. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00356>
45. Fortuna, C., Holcer, D., Filidei Jr, E., Donovan, G. and Tunesi, L. (2011). First cetacean aerial survey in the Adriatic Sea: summer 2010. Seventh meeting of the ACCOBAMS Scientific committee, pp. 16.
46. Fortuna, C.M., Vallini, C., Filidei Jr, E., Ruffino, M., Consalvo, I., Di Muccio, S., Gion, C., Scacco, U., Tarulli, E., Giovanardi, O. and Mazzola, A. (2010). By-catch of cetaceans and other species of

- conservation concern during pair trawl fishing operations in the Adriatic Sea (Italy). *Chem. Ecol.*, 26, 65-76. <https://doi.org/10.1080/02757541003627662>
47. Franklin, J. (2009). *Mapping species distribution: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, New York.
48. Funk, V.A. and Richardson, K.S. (2002) Systematic data in biodiversity studies: use it or lose it. *Syst. Biol.*, 51 (2), 303-316. <https://doi.org/10.1080/10635150252899789>
49. Gacic, M., Marullo, S., Santoleri, R. and Bergamasco, A. (1997). Analysis of the seasonal and interannual variability of the sea surface temperature field in the Adriatic Sea from AVHRR data (1984-1992). *J. Geophys. Res.*, 102, 937-946.
50. Gannier, A. (2015). Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) diving behaviour as obtained by visual observation method and consequences in terms of visual detection during surveys. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 29, 127-134.
51. Genov, T., Centrih, T., Kotnjek, P. and Hace, A. (2019). Behavioural and temporal partitioning of dolphin social groups in the northern Adriatic Sea. *Mar. Biol.*, 166, 11. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3450-8>

52. Genov, T., Kotnjek, P. and Centrih, T. (2020). Occurrence of common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Gulf of Trieste and the northern Adriatic Sea. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 31 (S1), 69-75. <https://doi.org/10.1002/aqc.3407>
53. Genov, T., Kotnjek, P., Lesjak, J., Hace, A. and Fortuna, C. (2008). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Slovenian and adjacent waters (northern Adriatic Sea). *Ann. Ser. Hist. Nat.*, 18 (2), 227-244.
54. GFCM (2017). Recommendation GFCM/41/2017/3 on the establishment of a fisheries restricted area in the Jabuka/Pomo Pit in the Adriatic Sea. General Fisheries Commission for the Mediterranean Report of the forty-first session Budva, Montenegro, 16 – 20 October 2017, Food And Agriculture Organization Of The United Nations Rome, 2018, 175. www.Fao.Org/3/I8500en/I8500en.Pdf (accessed: 18 giugno 2021).
55. Goffredo, S., Pensa, F., Neri, P., Orlandi, A., Gagliardi, M.S., Velardi A. and Zaccanti, F. (2010). Unite research with what citizen science do for fun: recreational monitoring of marine biodiversity. *Ecol. Appl.*, 20(8), 2170-2187. <https://doi.org/10.1890/09-1546.1>

56. Gomes, V.H.F., IJff, S.D., Raes, N. *et al.* (2018). Species distribution modelling: contrasting presence-only models with plot abundance data. *Sci. Rep.*, 8, 1003. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18927-1>
57. Gomez de Segura, A., Crespo, E.A., Pedraza, S.N., Hammond, P.S. and Raga, J.A. (2006). Abundance of small cetaceans in the waters of the central Spanish Mediterranean. *Mar. Biol.*, 150, 149-160. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0334-0>
58. Guisan, A. and Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.*, 135 (2-3), 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
59. Hammer, Ø., Harper, D.A.T. and Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1), 1-9.
60. Holcer, D., Notarbartolo di Sciara, G., Fortuna, C.M., Lazar, B. and Onofri, V. (2007). Occurrence of Cuvier's beaked whales in the southern Adriatic Sea: evidence of an important Mediterranean Habitat. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 87, 359-362. <https://doi.org/10.1017/S0025315407055075>

61. Hu, J. and Jiang, Z. (2011). Climate change hastens the conservation urgency of an endangered ungulate. *PloS ONE*, 6 (8), e22873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022873>
62. Kaschner, K., Quick, N.J., Jewell, R., Williams, R. and Harris, C.M. (2012). Global coverage of cetaceans line-transect surveys: status quo, data gaps and future challenges. *PLoS One*, 7(9), e44075. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044075>
63. Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A.K., Augeri, D.M. et al. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers. Distrib.*, 19 (11), 1366-1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
64. Langone, L., Giordano, P., Lopes-Rocha, M., Guerra, R. and Miserocchi, S. (2019). Trace metals in the deep southern Adriatic sea sediments (Mediterranean sea). 42 nd CIESM Congress, Cascais, Portugal, 7-11 October 2019.
65. Lauriano, G., Fortuna, C.M., Moltedo, G. and Notarbartolo di Sciara, G. (2004). Interaction between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park

- (Sardinia): Assessment of catch damage and economic loss. *J. Cetaceans Res. Manage*, 6 (2), 165-173.
66. Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. and Freeman, S.A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol. Evol.*, 19 (11), 598-604.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
67. Lodi, L. and Tardin, R. (2018). Citizen Science Contributes to the understanding of the occurrence and distribution of cetaceans in southeastern Brazil – A case study. *Ocean Coast. Manag.*, 158, 45-55.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.03.029>
68. Lotze, H.K., Coll, M. and Dunne J.A. (2011). Historical changes in marine resources, food-web structure and ecosystem functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. *Ecosystems*, 14, 198-222.
<https://doi.org/10.1007/s10021-010-9404-8>
69. Mackelworth, P., Teff Seker, Y., Vega Fernandez, T., Marques, M., Lopes Alves, F., D'Anna, G., Goldsborough, D., Kyriazi, Z., Pita, C., Portman, M.E., Rumes, B., Warr, S. and Holcer, D. (2019). Geopolitics and marine conservation: synergies and conflicts. *Front. Mar. Sci.* 6, 759. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00759>

70. Marini, M., Bombace, G. e Iacobone G. (2017). Il Mar Adriatico e le sue risorse
71. Mazzariol, S., Di Guardo, G., Petrella, A., Marsili, L., Fossi, C.M., Leonzio, C., Zizzo, N., Vizzini, S., Gaspari, S., Pavan, G., Podestà, M., Garibaldi, F., Ferrante, M., Copat, C., Traversa, D., Marcer, F., Airoidi, S., Frantzis, A., De Bernaldo Quirós, Y., Cozzi, B. and Fernández, A. (2011). Sometimes sperm whales (*Physeter macrocephalus*) cannot find their way back to the high seas: a multidisciplinary study on a mass stranding. *PLoS ONE*, 6(5): e19417. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019417>
72. Milliman, J.D, Bonaldo, D. and Carniel, S. (2016). Flux and fate of river-discharged sediments to the Adriatic Sea. *Adv. Oceanogr. Limnol.*, 7 (2), 106-114. <https://doi.org/10.4081/aiol.2016.5899>
73. Muckenhirn, A., Bas, A.A. and Richard, F-J. (2021). Assessing the influence of environmental and physiographic parameters on common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) distribution in the southern Adriatic Sea. *Proceedings*, 65, x. [doi:10.3390/xxxxx](https://doi.org/10.3390/xxxxx)
74. Notarbartolo di Sciara, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F.J. and Cavalloni, B. (1993). Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Italian*

journal of zoology, 60 (1), 131-138.

<https://doi.org/10.1080/11250009309355800>

75. Notarbartolo di Sciara, Zanardelli, M., Jahoda, M., Panigada, S. and Airoidi, S. (2003). The fin whale *Balenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.*, 33 (2), 105-150.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00005.x>

76. Ottaviani, D., Lasinio, G.J. and Boitani, L. (2004). Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data.

Ecol. Modell., 179 (4), 417-443.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.05.016>

77. Pace, D.S., Giacomini, G., Campana, I., Paraboschi, M., Pellegrino, G., Silvestri, M., Alessi, J., Angeletti, D., Cafaro, V., Pavan, G., Ardizzone, G. and Arcangeli, A. (2019). An integrated approach for cetacean knowledge and conservation in the central Mediterranean Sea using research and social media data sources. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 29 (8), 1302-1323.

<https://doi.org/10.1002/aqc.3117>

78. Pace, D.S., Pulcini, M. and Triossi, F. (2012). Anthropogenic food patches and association patterns of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) at Lampedusa Island, Italy. *Behav. Ecol.*, 23, 254-264.

<https://doi.org/10.1093/beheco/arr180>

79. Pace, D.S., Tizzi, R. and Mussi, B. (2015). Cetaceans value and conservation in the Mediterranean sea. *J. Biodivers. Endanger. Species*, S1, 004. <https://doi.org/10.4172/2332-2543-S1-004>
80. Piroddi, C., Bearzi, G., Gonzalvo, J. And Christensen, V. (2011). From common to rare: the case of the Mediterranean common dolphin. *Biol. Conserv.*, 144 (10), 2490-2498. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.003>
81. Pleslić, G., Rako-Gospić, N. and Holcer, D. (2021). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in north Dalmatia, Croatia: Occurrence and demographic parameters. *Mar. Mamm. Sci.*, 37, 142-161. <https://doi.org/10.1111/mms.12735>
82. Pleslić, G., Rako-Gospić, N., Miočić-Stošić, J., Blazinić Vučur, T., Radulović, M., Mackelworth, P., Frleta-Valić, M. and Holcer, D. (2019). Social structure and spatial distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the Croatian Adriatic coast. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 29, 2116-2132. <https://doi.org/10.1002/aqc.3213>
83. Podestà, M., D'Amico, A., Pavan, G., Drougas, A., Komnenou, A. and Portunato, N. (2006). A review of Cuvier's beaked whale strandings in the Mediterranean Sea. *J. Cetacean Res. Manage*, 7 (3), 251-261.

84. Praca, E., Gannier, A., Das, K. And Laran, S. (2009). Modelling the habitat suitability of cetaceans: example of the sperm whale in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, 56 (4), 648-657. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2008.11.001>
85. Raicich, F. (1996). On the fresh balance of the Adriatic Sea. *J. Mar. Sci.* 9 (3-4), 305-319. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(96\)00042-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(96)00042-5)
86. Rako, N., Fortuna, C.M., Holcer, D., Mackelworth, P., Nimak-Wood, M., Pleslic', G., Sebastianutto, L., Vilibic', I., Wiemann, A. and Picciulin, M. (2013). Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres–Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar. Pollut. Bull.*, 68, 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.019>
87. Rako-Gospić, N., Radulović, M., Vučur, T., Pleslić, G., Draško, H. and Mackelworth (2017). Factor associated variations in the home range of a resident Adriatic common bottlenose dolphin population. *Mar. Pollut. Bull.*, 124 (1), 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.040>
88. Ravindra, K., Rattan, P., Mor, S. and Aggarwal, N. (2019). Generalized additive models: building evidence of air pollution, climate change and

- human health. *Environ. Int.*, 132, 104987.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104987>
89. Reeves, R. and Notarbartolo di Sciara, G. *The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Workshop Report (Monaco, 5-7 March 2006), 137 pp.
90. Ribarič, D. (2017). First report on abundance and distribution of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Natura 2000 area, Istria, North-eastern Adriatic Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 98 (5), 1-15. <https://doi.org/10.1017/S0025315417001424>
91. Rushton, S.P., Ormerod, S.J. and Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distribution? *J. Appl. Ecol.*, 41(2), 193-200. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00903.x>
92. Russo, A. and Artegiani (1996). Adriatic Sea hydrography. *Sci. Mar.*, 60 (2), 33-43.
93. Russo, E., Monti, M.A., Mangano, M.C., Raffaetà, A., Sarà, G., Silvestri, C. and Pranovi, F. (2020). Temporal and spatial patterns of trawl fishing activities in the Adriatic Sea (central Mediterranean Sea, GSA17). *Ocean. Coast. Manag.*, 192, 105231. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105231>

- 94.SAC (2018). Report of the third meeting of the Subregional Committee for the Adriatic Sea (SRC-AS). Zagreb,Croatia,12–13April 2018.
- 95.Šebelja, I., Kegalj, I. and Traven, L. (2018). Offshore installation activities and marine mammals' protection. *Journal of Maritime & Transportation Science*, 54 (1), 119-128. <https://doi.org/10.18048/2018.54.09>
- 96.Sofaer, H.R., Jarnevich, C.S., Pearse, I.S., Smyth, R.L., Auer, S., Cook, G.L., Edwards Jr, T.C., Guala, G.F. Howard, T.G., Morisette, J.T. and Hamilton, H. (2019). Development and delivery of species distribution models to inform decision-making. *BioScience*, 69 (7), 544-557. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz045>
- 97.Swets, J.A. (1998). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240, 1285-1293.
- 98.Triossi, F., Willis, T.J. and Pace, D.S. (2013). Occurrence of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in natural gas fields of the northwestern Adriatic Sea. *Mar. Ecol.*, 34, 373-379. <https://doi.org/10.1111/maec.12020>
- 99.UNEP-MAP-RAC/SPA. (2015). Adriatic Sea: Important areas for conservation of cetaceans, sea turtles and giant devil rays. By Holcer,

- D., Fortuna, C.M. and Mackelworth, P.C. Edited by Cebrian, D., & Requena, S., RAC/SPA, Tunisi, 69 pp.
100. Van Waerebeek, K., Backer, A.N., Felix, F., Gedamke, J., Iniguez, M., Sanino, G., Secchi, E., Sutaria, D., Van Helden, A. and Wang, Y. (2007). Vessel collision with small cetaceans worldwide and with large whales in the southern hemisphere, an initial assessment. *LAJAM*, 6(1), 43-69. <https://doi.org/10.5597/lajam00109>
101. Vella, A., Giménez, S.M.J., de Stephanis, R., Vella, B.M.J.G., Doukara, K.L., Pace, D.S. (2021). The conservation of the endangered Mediterranean common dolphin (*Delphinus delphis*): current knowledge and research priorities. *Aquat. Conserv.*, 31 (S1), 110-136. <https://doi.org/10.1002/aqc.3538>
102. Vilibić, I. and Orlić, M. (2001). Least-squares tracer analysis of water masses in the South Adriatic (1967-1990). *Deep sea research part I: Oceanographic research papers*. 48 (10), 2297-2330. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(01\)00014-0](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(01)00014-0)
103. Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A. and NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008). Effects of sample size on the performance of species

distribution models. *Divers. Distrib.*, 14 (5), 763-773.

<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>

104. Yuan, S., Huang, G., Xiong, H., Gong, Q. and Wang, J. (2017). Maximum entropy-based model of high-threat landslide disaster distribution in Zhaoqing, China. *Journal of risk analysis and crisis response*. 7(3), 108-126.
105. Zimmermann, N.E., Edwards Jr, T.C., Graham, C.H., Pearman, P.B. and Svenning, J.C. (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33, 985-989. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x>

RINGRAZIAMENTI

Alla fine di questo elaborato di tesi, che segna la conclusione di un'altra importante tappa del mio cammino, vorrei ringraziare tutte le persone che direttamente e da dietro le quinte hanno contribuito e reso possibile questo lavoro.

Vorrei in primo luogo ringraziare la mia relatrice, la Prof.ssa Emanuela Fanelli, per aver accettato la supervisione di questo progetto e le mie correlatrici, la Dott.ssa Antonella Arcangeli e la Dott.ssa Daniela Silvia Pace, per la loro disponibilità e per avermi guidata e seguita in ogni step di questo percorso.

Ringrazio tutti gli amici, vicini e lontani, che mi sono stati a fianco. Grazie per tutti i momenti di felicità e crescita passati assieme e per aver ascoltato pazientemente e compreso i miei sfoghi e i miei silenzi.

Un ringraziamento particolare va infine alla mia preziosa famiglia che da sempre mi sostiene instancabilmente e che, in quest'anno per me particolarmente difficile, mi ha saputo incoraggiare e supportare. Ringrazio papà e mamma per tutti i sacrifici fatti e per avermi insegnato il valore dello studio e l'importanza dell'educazione e dell'impegno; ringrazio mia sorella Nadia per la sua disponibilità, capacità decifrare i miei ragionamenti contorti e di comprendermi

senza troppe parole; ringrazio mio fratello Pietro per tutti i “forza!”, “dai!” e per la sua capacità di trasmettere positività e forza d’animo e infine, ringrazio mia sorella maggiore Anna per essere un grande esempio di costanza, lavoro sodo e tenacia. Grazie per avermi aiutata a percorrere questo lungo cammino e a raggiungere questo inimmaginabile traguardo. Senza di voi non sarei mai potuta arrivare fin qui.

Ancora, un grazie di cuore a tutti!