

PROGETTO PER LA REALIZZAZIONE DI UN IMPIANTO PER LA
PRODUZIONE DI ENERGIA MEDIANTE LO SFRUTTAMENTO DEL VENTO
NEL MARE ADRIATICO MERIDIONALE - BARIUM BAY
74 WTG – 1.110 MW

PROGETTO DEFINITIVO - SIA

Progettazione e SIA



Indagini ambientali e studi specialistici



Studio misure di mitigazione e compensazione



supervisione scientifica



SIA.ES.9 NATURA E BIODIVERSITÀ

ES.9.3 Fauna marina - monitoraggio ante operam

REV.	DATA	DESCRIZIONE



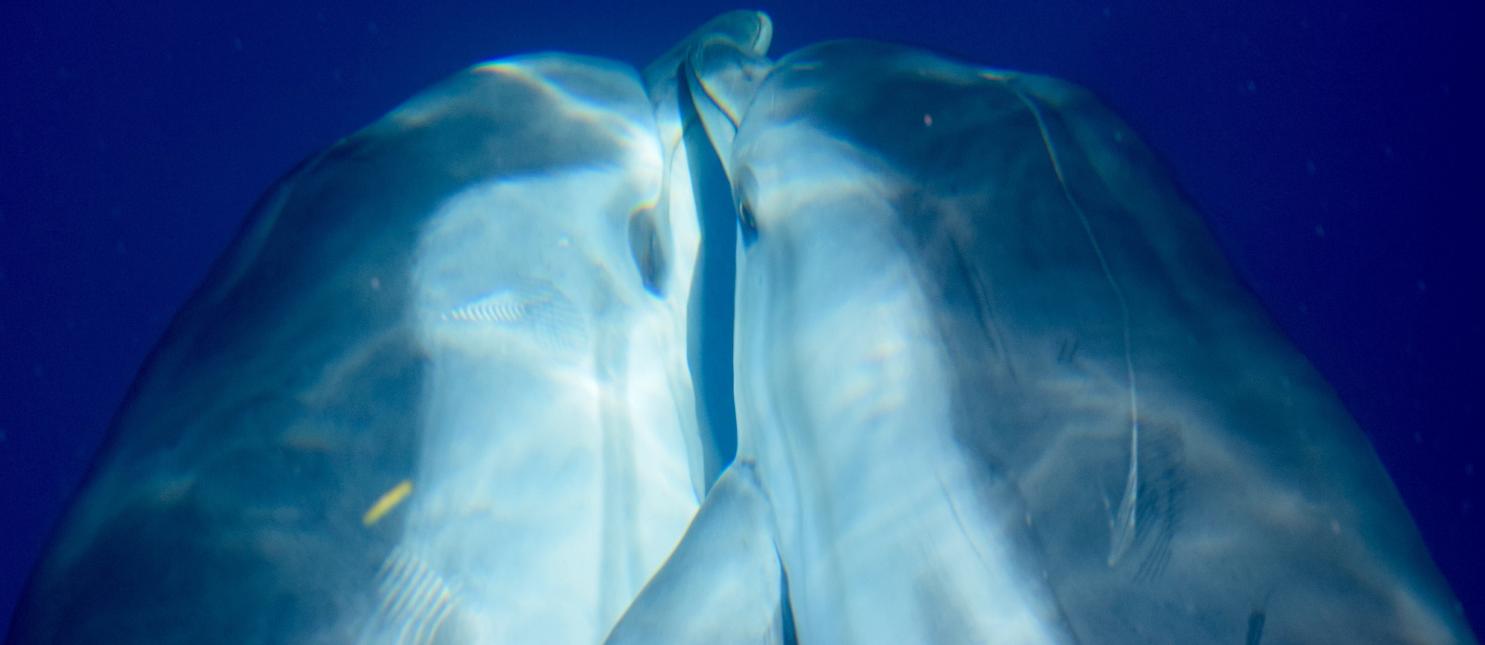


Jonian Dolphin Conservation
Environmental protection

Jonian Dolphin Conservation

Marine Mammals Visual and Acoustic Surveys

**Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti
nel Parco Eolico offshore "Barium Bay"
(aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta)
su cetacei e tartarughe marine**



Jonian Dolphin Conservation ETS - SEDE LEGALE Vico Vigilante s.n.c. c/o Palazzo Amati - 74123 - Taranto
EMAIL areaprogetti@joniandolphin.it WEB www.joniandolphin.it PEC joniandolphin@pec-legal.it
CONTATTI 099.4706269
C.F. 90201930733 - P.I. 10804830015
CODICE ID Anagrafe Nazionale delle Ricerche del MIUR 001274_ALTR

Indice

1. CONTESTUALIZZAZIONE DELL'OPERA RISPETTO ALLE POLITICHE EUROPEE ...	2
2. DESCRIZIONE FISIOGRAFICA E IDROGRAFICA DELL'AREA MARINA INTERESSATA DALL'OPERA.....	8
2.1 Inquadramento geomorfologico dell'area interessata dai lavori.....	11
3. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI CETACEI E TARTARUGHE MARINE NELL'AREA DI STUDIO	14
3.1 Cetacei.....	14
3.2 Tartarughe marine	20
4. PRESSIONI ANTROPICHE E POTENZIALI IMPATTI SULLA MEGAFUNA (CETACEI E TARTARUGHE MARINE) PRESENTE NELL'AREA DI STUDIO	26
4.1 – Attività di pesca	26
4.2 – Traffico marittimo	31
4.3 – Sviluppo costiero	33
4.4 – Ricerca ed esplorazioni di idrocarburi	33
4.5 – Inquinamento chimico e <i>marine litter</i>	34
5. VALUTAZIONE DEI POTENZIALI IMPATTI DERIVANTI DALLA REALIZZAZIONE DELL'IMPIANTO EOLICO OFFSHORE SULLA MEGAFUNA (CETACEI E TARTARUGHE) PRESENTE NELL'AREA	36
5.1 – Perturbazione del fondale marino.....	37
5.2 – Immissione di rumore sottomarino.....	38
5.2.1 - Descrizione delle caratteristiche acustiche dei cetacei e delle soglie di sensibilità al rumore	39
5.2.2 – Valutazione degli impatti derivanti dalla costruzione e messa in opera dell'impianto offshore.....	47
5.3 – Generazione di campi elettromagnetici	52
6. MONITORAGGIO ANTE-OPERAM DELLA MEGAFUNA (CETACEI E TARTARUGHE MARINE) NELL'AREA DI INTERVENTO	56
6.1 – Risultati dell'attività di monitoraggio	59
7. CONCLUSIONI.....	62
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI.....	63

Jonian Dolphin Conservation ETS - SEDE LEGALE Vico Vigilante s.n.c. c/o Palazzo Amati - 74123 – Taranto

EMAIL areaprogetti@joniandolphin.it WEB www.joniandolphin.it PEC joniandolphin@pec-legal.it

CONTATTI 099.4706269

C.F. 90201930733 - P.I. 10804830015

CODICE ID Anagrafe Nazionale delle Ricerche del MIUR 001274_ALTR

1. CONTESTUALIZZAZIONE DELL'OPERA RISPETTO ALLE POLITICHE EUROPEE

Il cambiamento climatico e le sue conseguenze sulle specie, incluso l'uomo, e gli ecosistemi sta richiedendo, a livello globale ed europeo, un'inversione di rotta dal punto di vista della politica energetica e dello sfruttamento delle risorse naturali che mira a conservare, ripristinare e sfruttare in modo sostenibile il capitale naturale (https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en). In Europa, la risposta a questa sfida epocale è la strategia denominata *Green Deal* che è "mirata a trasformare l'UE in una società giusta e prospera, dotata di un'economia moderna, efficiente sotto il profilo delle risorse e competitiva che nel 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse" (COM/2019/640). L'adozione di questa strategia richiede ai paesi membri dell'UE di procedere entro il 2030 ad una rapida fase di riduzione delle emissioni nette di gas ad effetto serra per almeno il 55% dell'attuale. In particolare, ciascun Paese deve definire le modalità con cui intende affrontare la necessità di efficientamento energetico e l'estensione del paniere verso le energie rinnovabili con lo scopo di accelerare il processo di decarbonizzazione attraverso lo sviluppo e l'applicazione di un Piano Nazionale Integrato decennale per l'Energia e il Clima (PNIEC 2021-2030) (Regolamento (UE) 2018/1999). La *Green Deal* europea considera le fonti rinnovabili, specialmente solare ed eolico, le fonti energetiche a cui si farà ricorso per raggiungere gli obiettivi di decarbonizzazione a breve e medio termine. Nel 2021, L'UE è risultato il secondo mercato, dopo la Cina, più grande in termini di aumento di capacità produttiva di energia rinnovabile e ci si aspetta che nel 2022 il mercato incrementi del +8% rispetto all'anno 2021. In dettaglio, sebbene il fotovoltaico sia la tecnologia trainante in ambito europeo, l'eolico offshore ha subito un forte incremento nel 2021 e si prevede che crescerà ulteriormente negli anni a seguire (IEA, 2022). In particolare, la tecnologia offerta dagli impianti eolici offshore galleggianti (Floating Offshore Wind Turbines - FOWT) rappresenta una significativa opportunità per il perseguimento degli obiettivi nazionali e comunitari perché, a differenza delle turbine a piattaforma fissa, permette un'installazione più lontana dalla linea di costa su batimetriche ragguardevoli riducendo i potenziali impatti al paesaggio e risultando al tempo stesso competitiva dal punto di vista dei costi (Bogmans, 2019; Guo et al., 2022). Per queste motivazioni, diversi paesi hanno già realizzato impianti eolici offshore flottanti e molti altri stanno prendendo in considerazione la possibilità di installarli (Maxwell et al., 2022), (Tab. 1.a, Fig. 1.A).

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

Tab.1.a - Turbine eoliche galleggianti esistenti o dismesse (tratto da Maxwell et al., 2022).

Country (Project Name)	Status	Year installed (year decommissioned)	# turbines	Total capacity (MW)	Depth at installation (m)	Citation
Italy	Decommissioned	2007 (2008)	1	80 kW	113	Pool (2010)
Norway	Decommissioned	2009 (2019)	1	2.3	220	Taylor (2019)
Portugal	Decommissioned	2011 (2016)	1	2		Patel (2019)
USA-Maine (VolturnUS demonstration)	Decommissioned	2013 (2013)	1	20 kW		University of Maine Advanced Structures & Composites Center (2020)
France (Floatgen)	Existing	2019	1	2	33	GWEC (2020)
Japan	Existing	2013	5	19	100-120	GWEC (2020)
Scotland (Hywind)	Existing	2017	5	30	130	Hockenos (2020)
Portugal (WindFloat Atlantic)	Under construction	2020	3	25	100	Hockenos (2020)

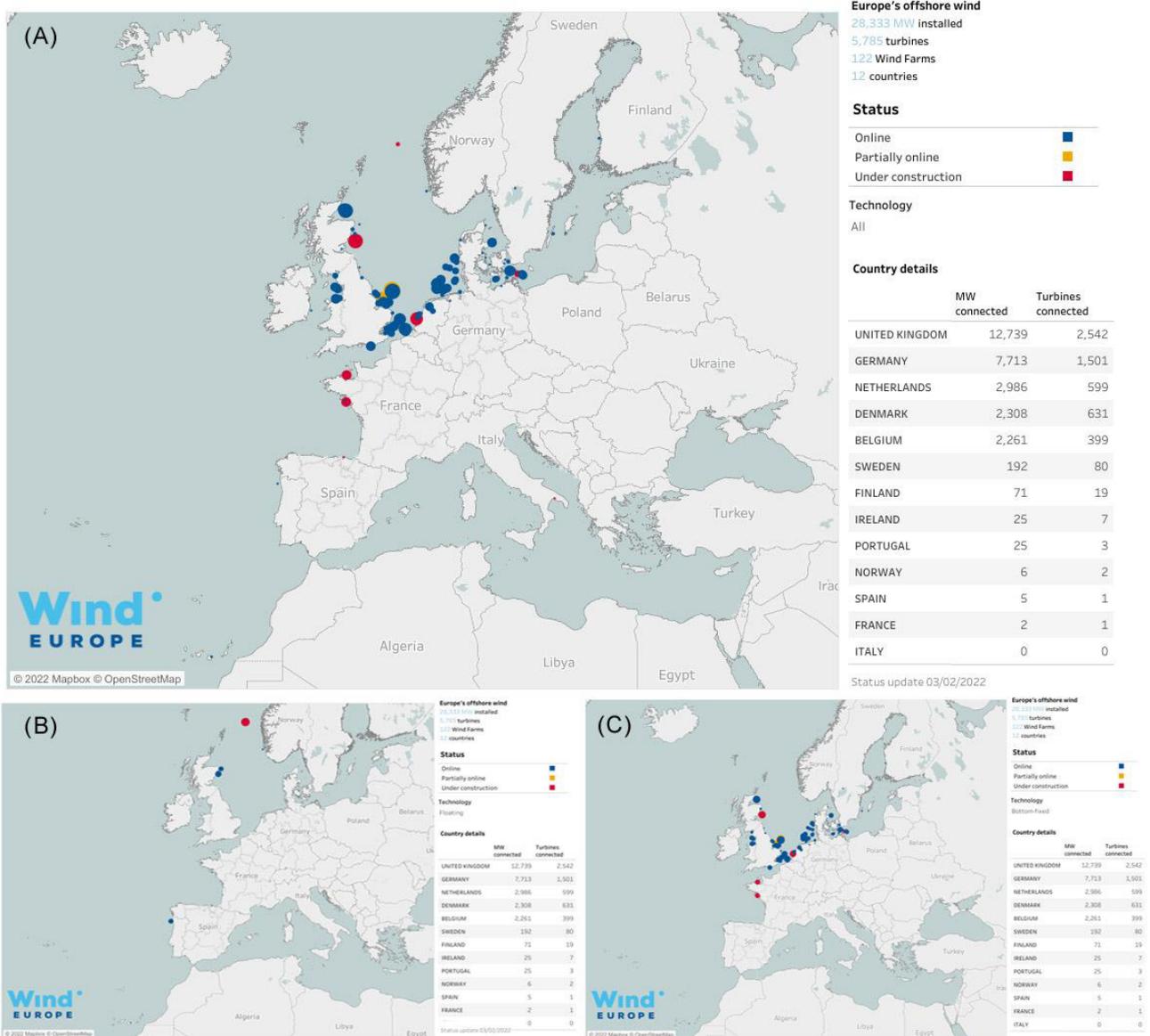


Fig. 1.A. Distribuzione degli impianti eolici offshore in Europa, considerando sia tecnologie fisse che flottanti (A), considerando solo gli impianti eolici offshore flottanti (B) e le sole strutture fisse (C) (tratto da <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/european-offshore-wind-farms-map-public/>).

Un sistema FOWT può mostrare differenti configurazioni in funzione di come raggiunge la stabilità statica di base (Fig. 1.B). La configurazione Barge che raggiunge la stabilità attraverso l'uso della tensione della linea di ormeggio, la configurazione SPAR che raggiunge la stabilità utilizzando pesi di zavorra sospesi sotto un serbatoio di galleggiamento centrale, la configurazione Tension Leg Platform (TLP) che raggiunge la stabilità attraverso l'uso della tensione della cima di ormeggio e la configurazione ibrida Semi-Submersible che sfrutta tutte e tre le citate configurazioni precedenti (Salic et al., 2019). Queste ultime si distinguono dal resto delle opzioni galleggianti per la loro installazione più semplice ed economica in quanto la costruzione, l'assemblaggio, l'allestimento e la messa in servizio possono essere effettuati in banchina.

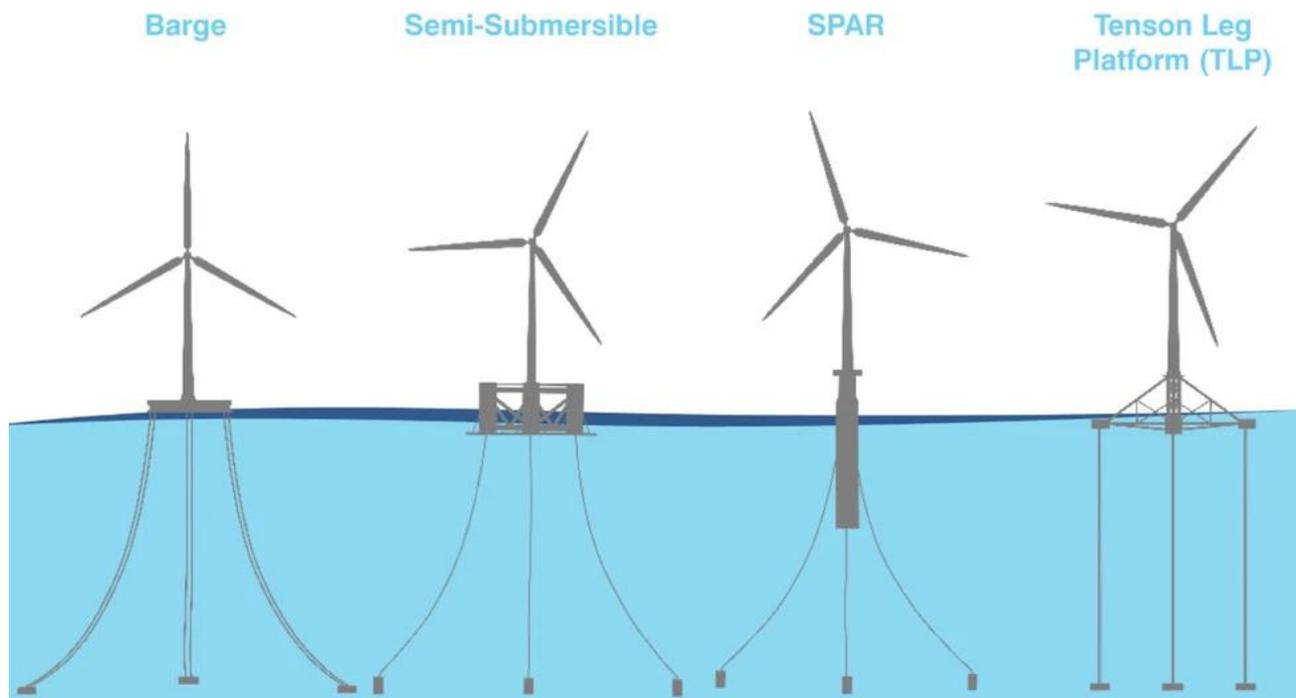


Fig. 1.B Esempi grafici di impianto eolico offshore galleggiante (tratto da Ha et al., 2021).

Per ognuna delle configurazioni appena descritte esistono inoltre, diverse configurazioni di ormeggio ed ancoraggio (Fig. 1.C). In merito ai sistemi di ormeggio ritroviamo tre tipologie ormeggio a catenaria, con elementi tesi o semi-tesi (Maxwell et al., 2022). Il primo

comunemente impiegato per la configurazione SPAR, Semi-Submersibile e Barge, il secondo nella configurazione TLP ed il terzo nella configurazione Semi-Submersibile per poter raggiungere un compromesso tra stabilità e forza dell'opera (Maxwell et al., 2022). Relativamente all'ancoraggio delle strutture le principali configurazioni sono gli ancoraggi a trascinamento, più adatti a sedimenti sabbiosi coesivi con stratificazione, i *suction caissons* che assomigliano ad un secchio capovolto incorporato nel fondo marino adatti a substrati non consolidati (sabbie e argille in egual misura), le ancore a gravità che fungono da corpi morti ed i pali di ancoraggio infissi o perforanti e cementati sul fondale marino (*piling* o *micropiling*). In caso di *piling* o *micropiling* si procede generalmente con l'uso di piattaforme superficiali munite di un martello battipalo *hammer*. Con lo scopo di ridurre questo impatto potenziale sulla componente faunistica, più recentemente sono stati sviluppati degli *hammers* sottomarini accoppiati ad emissione di cortine di bolle (*bubble curtains*) e sono stati testati attenuatori *hydro sound dumpers* (Rustemeier et al., 2012; Elmer et al., 2011; Elmer e Savery, 2014).

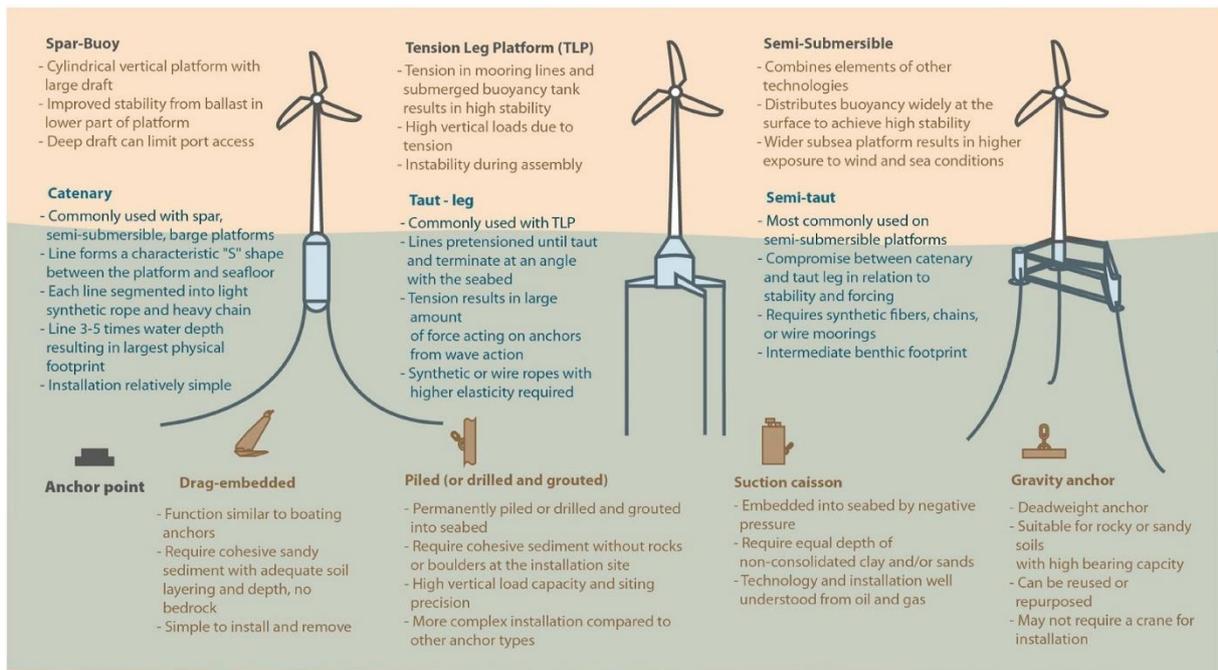


Fig. 1.C. - Differenti configurazioni di ormeggio ed ancoraggio (Maxwell et al., 2022).

Il ricorso a queste tecnologie innovative che aiuterà a mitigare gli impatti del cambiamento climatico (Bailey et al., 2014; Cranmer e Baker, 2020; Li et al., 2022), tuttavia, non elimina le preoccupazioni riguardanti le pressioni e gli impatti che questi sistemi potrebbero avere

sulle specie e sugli habitat sia in prossimità dell'impianto che considerando una scala più ampia di quella di realizzazione dell'impianto (UNCLOS, 1982; MSDF, 2008/56/CE; Bray et al., 2016; Lloret, et al., 2022; Galparsoro et al., 2022). Potrebbero, infatti, accentuarsi problematiche quali frammentazione e degrado di habitat e/o verificarsi fenomeni di inaccessibilità ad habitat critici per alcune specie di interesse conservazionistico quali cetacei, tartarughe e avifauna marina (Birds Directive, 1979; Habitats Directive, 1992; EU Biodiversity Strategy for 2030, 2020). Ancora potrebbe prodursi del disturbo acustico durante le fasi di installazione, di funzionamento e/o manutenzione (Carlson et al., 2007; Tasker et al., 2010), impatti derivanti dai campi elettromagnetici prodotti dalle componenti di turbine o cavi (Kirschvink et al., 1986; Gill et al., 2005), così come possibili eventi di collisione della fauna con le strutture dell'impianto e/o le imbarcazioni di servizio (Schoeman et al., 2020) (Fig. 1.D).

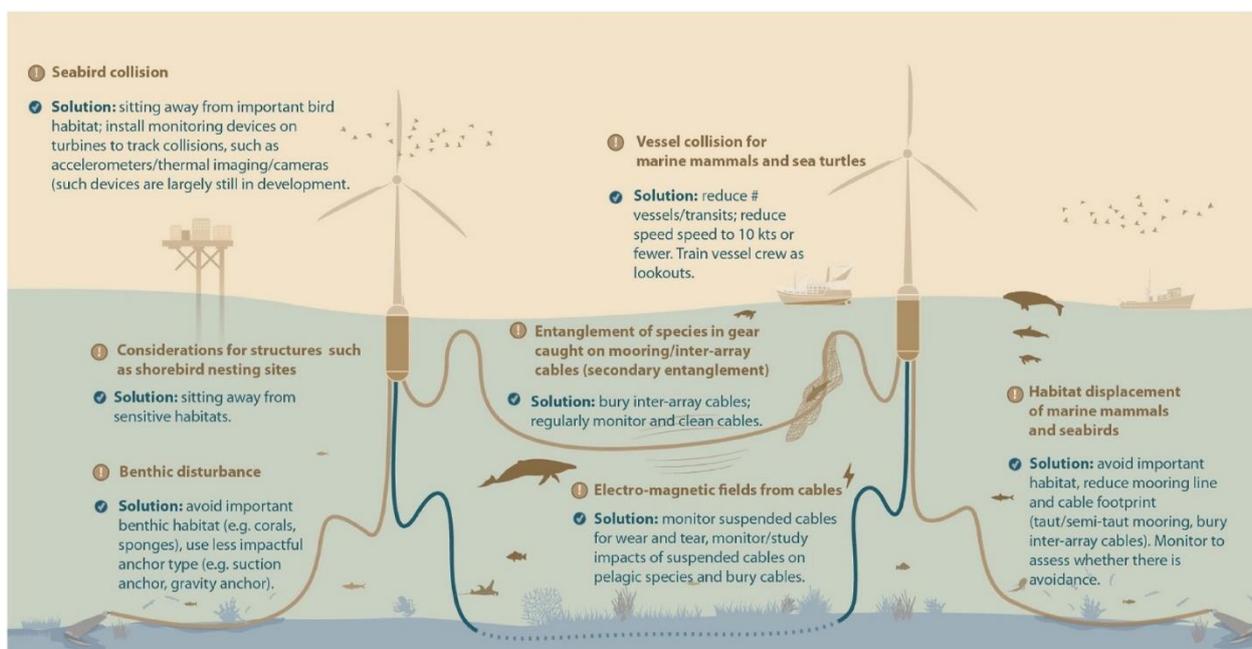


Fig. 1.D. Illustrazione dei potenziali impatti dell'eolico offshore galleggiante e delle potenziali soluzioni associate. (tratto da Maxwell et al., 2022).

Sebbene i sistemi FOWT configurati in una delle modalità descritte hanno il vantaggio di consentire un elevato livello di prefabbricazione a terra, l'installazione non è esente dalla produzione di rumore sottomarino soprattutto nelle fasi di trasporto e di ancoraggio o di palificazione a supporto delle stesse. Certamente le modalità di ancoraggio delle strutture fisse relative a questo di tipo di impianti genera livelli di rumore significativamente meno

dannosi per la vita marina (Madsen et al., 2006; James e Costa Ros, 2015; Schuster et al., 2015). Tuttavia, in caso di battitura le misurazioni del rumore di palificazione possono mostrare livelli di picco superiori a 190 dB (SPL) re 1 μ Pa e livelli di esposizione sonora superiori a 160 dB (SEL) re 1 μ Pa²s ad una distanza di 750 m dal palo (riferimento ad esempio Brandt, et al., 2011; Juretzek et al., 2021). Pertanto, molta attenzione deve essere dedicata alla predisposizione di azioni di mitigazione e alla scelta della tecnologia da applicare in fase di battitura.

A questo va aggiunto che data la magnitudo dei movimenti in mare legati alle opere di infrastrutturazione e data la carenza di *survey* scientifici, soprattutto in Mediterraneo, riguardanti le modificazioni che i parchi ad energia eolica (compresi i FOWT) possono avere sugli equilibri negli ecosistemi marini, risulta necessario comprenderne a pieno i rischi diretti e indiretti anche cumulativi potenzialmente impattanti sugli habitat e sulle popolazioni di fauna selvatica per individuare strategie di eliminazione, riduzione e/o di mitigazione (ISPRA, 2011; Maxwell et al., 2013; Ronconi et al., 2015).

2. DESCRIZIONE FISIOGRAFICA E IDROGRAFICA DELL'AREA MARINA INTERESSATA DALL'OPERA

L'opera oggetto di riferimento in questo elaborato è ubicata nella porzione meridionale della sotto-regione adriatica del Mar Mediterraneo (ai sensi della Direttiva 2008/56/CE sulla Strategia per l'Ambiente Marino, MSFD) ed in particolare, nella *Geographical Subarea* (GSA) 18 (ai sensi della Resolution GFCM/33/2009/2 della *General Fisheries Commission for the Mediterranean*, GFCM) (Fig. 2.A). Per una comprensione complessiva delle caratteristiche fisiografiche e oceanografiche dell'area di interesse si ritiene utile, dapprima, descrivere brevemente le caratteristiche dell'intero bacino e poi, dettagliare quelle dell'area di studio.

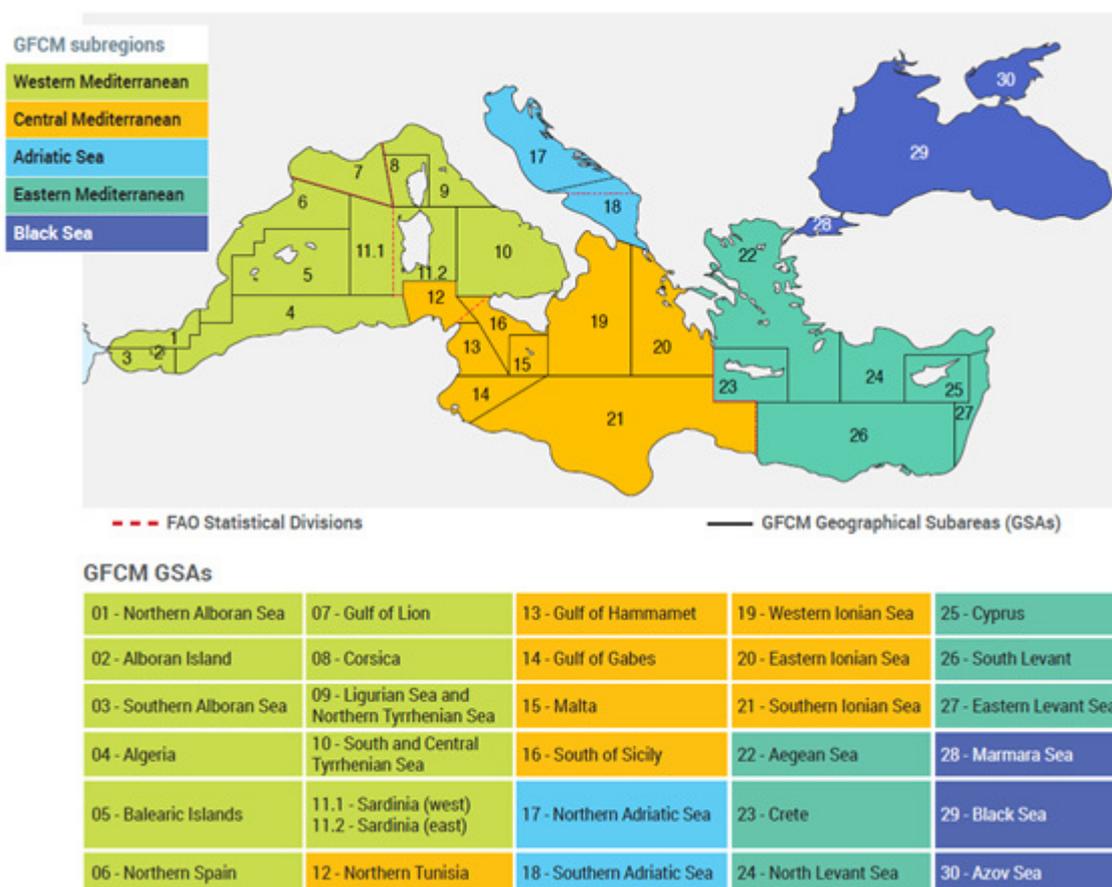


Fig. 2.A - Sottoregioni e sotto-aree (GSAs) del Mar Mediterraneo e del Mar Nero ai sensi della Resolution GFCM/33/2009/2.

Il Mare Adriatico è un bacino semi-chiuso delimitato a Nord e a Ovest dalla penisola italiana e ad Est dai Balcani ed è collegato al Mar Ionio attraverso il Canale d'Otranto. Esso

rappresenta un bacino di avanfossa legato sia alla formazione sia della catena appenninica che di quella Ellenico-Dinarica e rappresenta il confine tra la Placca Africana e quella Europea (Argnani et al., 1996). Per le sue caratteristiche geomorfologiche esso è suddiviso in tre sottobacini lungo il suo asse principale NO-SE, ovvero l'Adriatico Settentrionale, l'Adriatico Centrale e quello Meridionale. Il sottobacino settentrionale comprende l'area limitata dalla batimetrica dei 100 m ed è caratterizzato da una piattaforma continentale molto ampia con profondità media di circa 35 m e un debole gradiente batimetrico lungo l'asse maggiore (Cushman-Roisin et al., 2001). L'Adriatico centrale si estende fino alla Soglia di Pelagosa (170 m di profondità) ed è una zona di transizione caratterizzata da una profondità media intorno ai 140 m (Artegiani et al., 1997a) che raggiunge il suo valore massimo, pari a 270 m, in corrispondenza della Fossa di Jabuka/Pomo. Infine, il sottobacino meridionale si estende sino al Canale d'Otranto includendo la parte più profonda del bacino e risultando caratterizzato da una piattaforma continentale molto stretta, una scarpata continentale molto ripida con profondità massime che raggiungono i 1299 m in prossimità della Fossa del Sud Adriatico (Artegiani et al., 1997a; Trincardi et al., 2011; Lipizer et al., 2014).

Il bacino adriatico è caratterizzato da un regime microtidale e circolazione prevalentemente ciclonica (Zore-Armanda, 1956; Buljan and Zore-Armanda, 1976; Franco et al., 1982; Orlic et al., 1992; Artegiani et al., 1997a; Poulain e Cushman-Roisin, 2001a). quest'ultima consiste in una corrente entrante diretta verso nord-ovest, che fluisce al largo del margine orientale (la *Eastern Adriatic Current*, EAC) bilanciata da una corrente uscente (la *Western Adriatic Current*, WAC) che scorre al largo della costa italiana (Fig. 2.B). La prima trasporta verso nord-ovest le acque relativamente calde e ad elevata salinità entranti dal Canale d'Otranto, mentre la seconda trasporta acque più diluite e cariche di sedimenti fini e altri materiali immessi dai fiumi nord adriatici (fiume Po *in primis*) verso le aree più meridionali del bacino. Parte della corrente EAC ricircola lungo il suo flusso verso nord, formando diversi vortici permanenti nell'Adriatico meridionale, centrale e settentrionale.

Nonostante il suo volume ristretto, il nord adriatico riceve da solo circa il 20% delle acque dolci di tutto il Mediterraneo (Russo e Artegiani, 1996), con apporto proveniente in massima parte dal Po. Nonostante l'effetto diluente delle acque fluviali, il nord adriatico è in grado di produrre in inverno (non in tutti gli anni ed in funzione delle condizioni meteo-oceanografiche complessive che si verificano durante il periodo autunno-invernale) acqua molto densa (la *Northern Adriatic Dense Water*, NAdDW), che scorre sul fondo al largo delle coste italiane per riempire, se sufficientemente densa, la depressione della Fossa di Pomo, e

entrare nella Fossa del Sud Adriatico contribuendo alla formazione delle *Adriatic Bottom Water* (ABW), una massa d'acqua chiave per il rinnovo delle acque profonde di tutto il Mediterraneo Orientale (Lipizer et al., 2014). Anche nell'Adriatico meridionale vi è la formazione di acqua densa (la *Adriatic Dense Water* – AdDW) per lo più correlata a processi di convezione verticale in mare aperto favoriti dal vortice ciclonico quasi permanente, che esalta la struttura a cupola portando in superficie le acque saline dello strato intermedio (Manca et al., 2002). Numerosi studi incentrati principalmente sui bacini settentrionali e centrali hanno dimostrato una grande variabilità inter-annuale, stagionale e di breve termine nella circolazione e nelle proprietà fisiche e biogeochimiche dello strato superiore, che è principalmente influenzata dalle condizioni meteorologiche e dagli apporti continentali (e.g. Bignami et al., 2007; Cosoli et al., 2012). Inoltre, ricorrenti variazioni idrologiche e biogeochimiche degli strati intermedi e profondi del bacino Adriatico meridionale sono stati a lungo osservati e studiati, e sono stati attribuiti alla periodica invasione di acque più salate dal Mediterraneo orientale (Buljan, 1953, e lavori successivi) e, più recentemente, ad un modello di oscillazione bimodale (BiOS; *Bimodal Oscillating System*) della circolazione che prevede scambi ed un'inversione ciclonica e anticiclonica tra l'Adriatico e lo Ionio su scala decennale (Borzelli et al., 2009; Gačić et al., 2010).

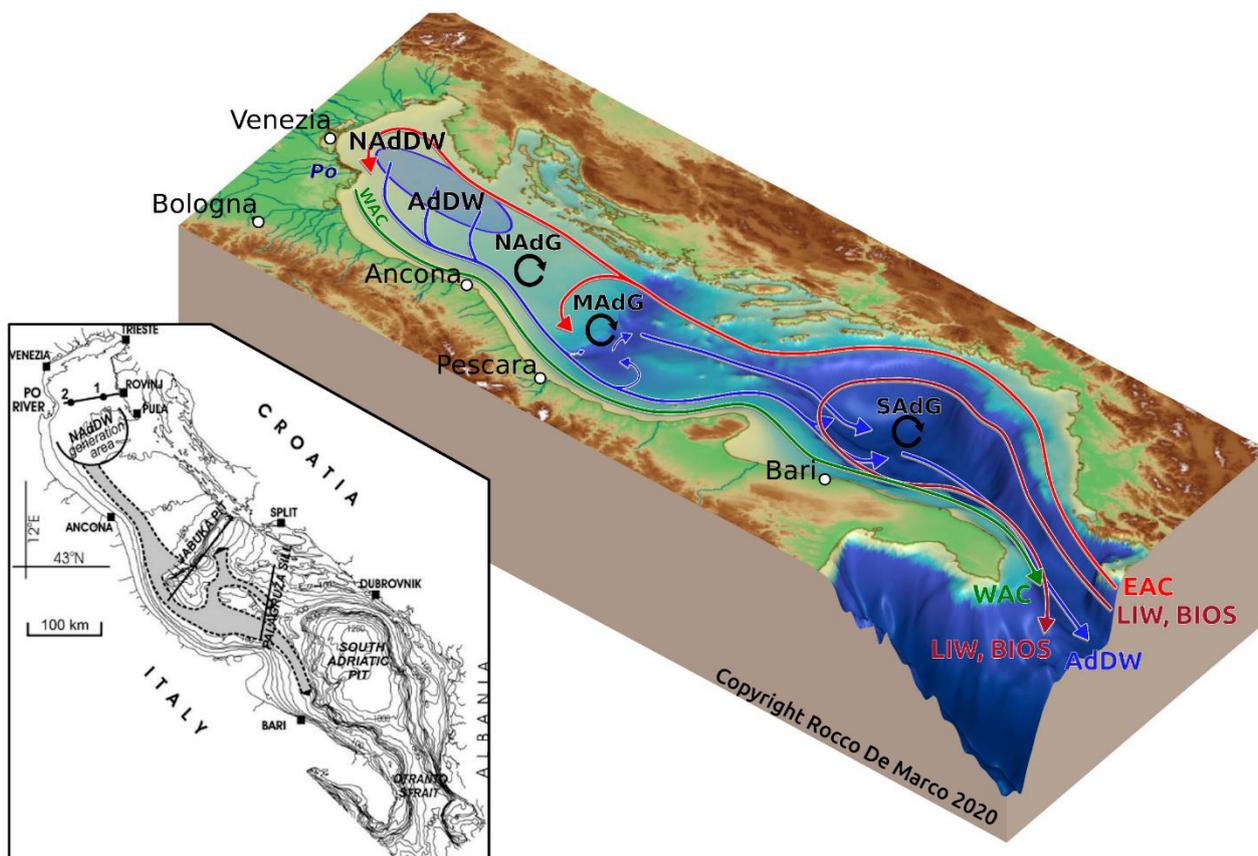


Fig. 2.B – Mappa batimetrica del bacino adriatico con indicazione dei principali caratteri morfologici (Fosse e montagne sottomarine) e delle principali correnti caratteristiche del bacino. EAC: *Eastern Adriatic Current*; WAC: *Western Adriatic Current*; NAdG: *North Adriatic Gyre*; MAdG: *Middle Adriatic Gyre*; SAdG: *South Adriatic Gyre*. AddDW: *Adriatic Dense Water* (in blue North Adriatic formation area of AdW-NAdDW). LIW: *Levantine intermediate Water*. BIOS: *Adriatic-Ionian bimodal oscillating system* (tratta da Spagnoli et al., 2021).

2.1 Inquadramento geomorfologico dell'area interessata dai lavori

L'infrastruttura oggetto del presente elaborato sarà ubicata al margine della piattaforma continentale occidentale ad una distanza ortogonale dalla costa di circa 54 km (Fig. 2.1.A). I fondali pertinenti l'opera risultano nella batimetria compresa tra i 100 ed i 200 m se si fa riferimento al solo impianto eolico. Risultano, invece, interessate tutte le batimetrie entro i 200 m se si fa riferimento al cavidotto di collegamento.

In questa zona il margine adriatico è costituito da una piattaforma carbonatica mesozoica che è stata deformata tettonicamente generando la fascia di deformazione di Gondola con orientamento O-E (Argnagni et al., 1996; Wortmann et al., 2001) che rappresenta la prosecuzione a mare della faglia di Mattinata (Trincardi et al., 2021). L'area di interesse per

l'impianto è al limite tra la piattaforma e la scarpata continentale ed è l'ultima porzione di bacino in cui la scarpata è posizionata a circa 50 km dalla linea di costa. Discostandoci di poco verso sud la distanza della scarpata continentale e della batimetrica dei 200 m si riduce a valori compresi tra i 20 e i 36 km dalla costa italiana. Quest'area è interessata dalla presenza del canyon di Bari una complessa struttura morfologica che taglia la piattaforma adriatica sud-occidentale da est a ovest (Trincardi et al., 2014, Chimienti et al., 2019). Il canyon di Bari è largo 10 km, lungo 30 km e ha una profondità compresa tra 200 e 1700 m (Capezzuto et al., 2018). Esso è caratterizzato da due rami principali asimmetrici separati da un avvallamento confinato tra i 500 e i 700 m di profondità (Ridente et al. 2007; Trincardi et al. 2007). Dal punto di vista geomorfologico, i fondali dell'area su cui verrà posizionato l'impianto sono caratterizzati per lo più da sabbie fangose (Fig. 2.1.A). Al margine con il canyon di Bari, la piattaforma continentale presenta substrati duri sparsi relativi ad affioramenti rocciosi, resti erosivi, formazioni coralligene e scogliere di ostriche (Ridente et al., 2007; Taviani et al., 2012; Bracchi et al., 2015; Angeletti e Taviani, 2020) mentre in prossimità della costa, entro la batimetrica dei 100 m, la piattaforma è caratterizzata da biocostruzioni coralligene e praterie di *Posidonia oceanica* su substrati rocciosi e sabbiosi rispettivamente.

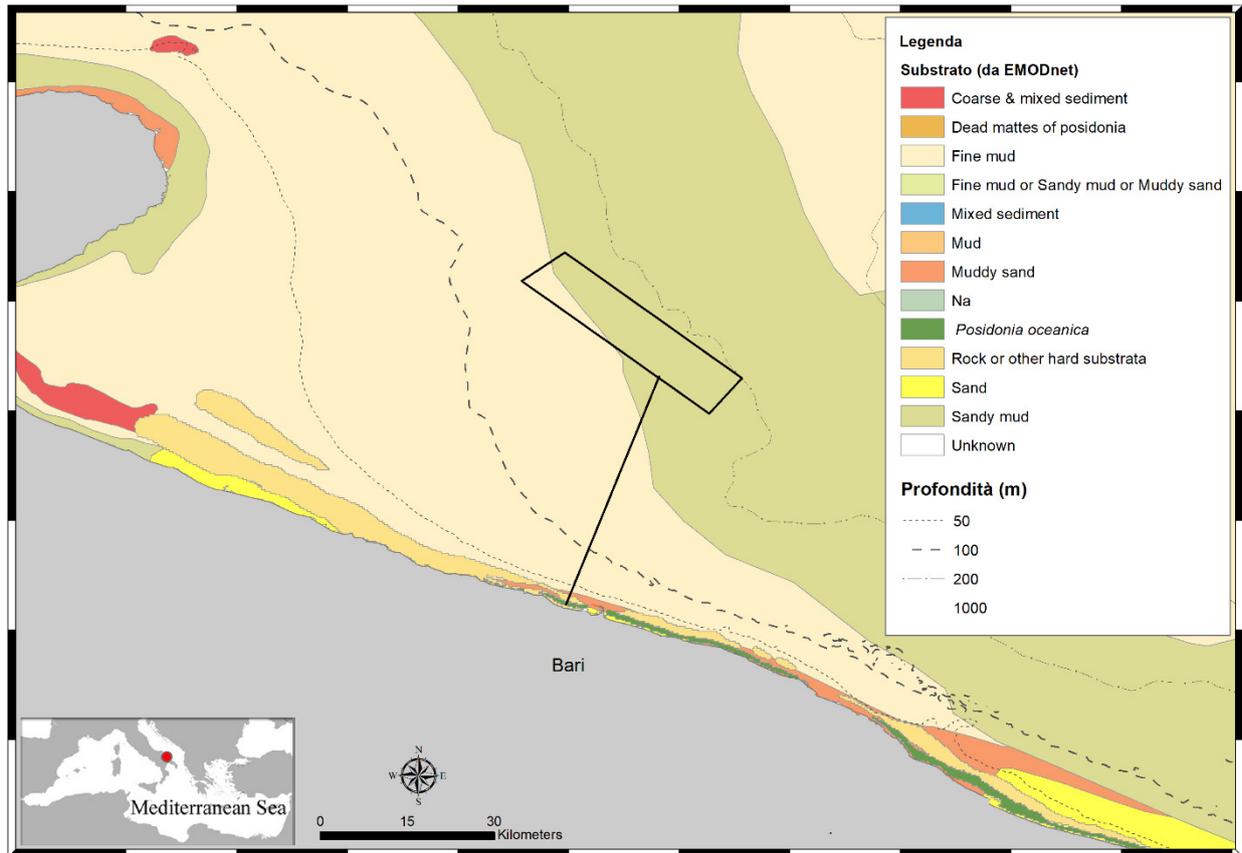


Fig.2.1.A - Individuazione dell'impianto con indicazioni circa la tipologia di habitat presenti e granulometria del sedimento. L'informazione sulla classificazione degli habitat è tratta dal portale EMODnet Seabed e fa riferimento alla classificazione EUNIS 2019.

3. PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI CETACEI E TARTARUGHE MARINE NELL'AREA DI STUDIO

In questo capitolo si vuol fornire una sintesi delle conoscenze relative alle differenti specie di cetacei e tartarughe presenti nel Mare Adriatico quale bacino di intervento per la costruzione dell'opera.

3.1 Cetacei

Il Mar Mediterraneo conta 21 specie di cetacei presenti con differente distribuzione, frequenza ed abbondanza (Notarbartolo di Sciara, 2016). Otto di queste specie sono considerate presenti con regolarità nei differenti sottobacini mediterranei e nei mari italiani, ovvero il tursiope (*Tursiops truncatus*), la stenella striata (*Stenella coeruleoalba*), il delfino comune (*Delphinus delphis*), il grampo (*Grampus griseus*), lo zifio (*Ziphius cavirostris*), il globicefalo (*Globicephala melas*), il capodoglio (*Physeter macrocephalus*) e la balenottera comune (*Balaenoptera physalus*). Il loro stato di conservazione aggiornato all'ultima valutazione in ambito ACCOBAMS (Accordo sulla conservazione dei cetacei nel Mar Nero, Mar Mediterraneo e della zona atlantica contigua) (ACCOBAMS, 2021a) e secondo la Lista Rossa della Specie Minacciate della IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura) è riportato in Tab. 3.1.a.

Tab. 3.1.a – Valutazione dello stato di conservazione delle 8 specie di cetacei regolarmente presenti nei mari italiani (ACCOBAMS, 2021).

Nome comune	Nome scientifico	Stato di conservazione
Tursiope	<i>Tursiops truncatus</i>	Least Concern
Stenella striata	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Least Concern
Delfino comune	<i>Delphinus delphis</i>	Endangered under criteria A2cde C1
Grampo	<i>Grampus griseus</i>	Endangered under criteria C2a (ii)
Zifio	<i>Ziphius cavirostris</i>	Vulnerable under criteria C2a(ii)
Globicefalo	<i>Globicephala melas</i>	Endangered under criteria C2a(ii)
Capodoglio	<i>Physeter macrocephalus</i>	Endangered under criteria C2a(ii)

Balenottera comune	<i>Balaenoptera physalus</i>	Endangered under criteria C2a(ii)
--------------------	------------------------------	-----------------------------------

Secondo quanto riportato in letteratura scientifica, nel Mar Adriatico 8 sono le specie presenti con popolazioni differenti in termini di dimensioni e distribuzione (Mo, 2010; Notarbartolo di Sciara e Birkun, 2010). In particolare, l'ultimo report relativo allo stato di conservazione dei Cetacei nel Mar Adriatico (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014) riporta, quali specie regolarmente presenti, il tursiope, la stenella striata, il grampo (*Grampus griseus*), lo zifio e la balenottera comune, anche se con distribuzione non omogenea lungo tutto il bacino. Infatti, se il tursiope presenta una distribuzione uniforme in tutto il bacino adriatico, le altre specie, coerentemente con il loro habitus pelagico, prediligono la porzione centrale e meridionale dello stesso dove si registrano profondità che raggiungono i 1200 m (Fig. 3.1.A÷3.1.E). Il capodoglio risulta visitatore occasionale mentre il globicefalo ed il delfino comune visitatori rari del bacino, con possibilità per quest'ultima specie di avvistare esemplari singoli nei gruppi di stenelle.

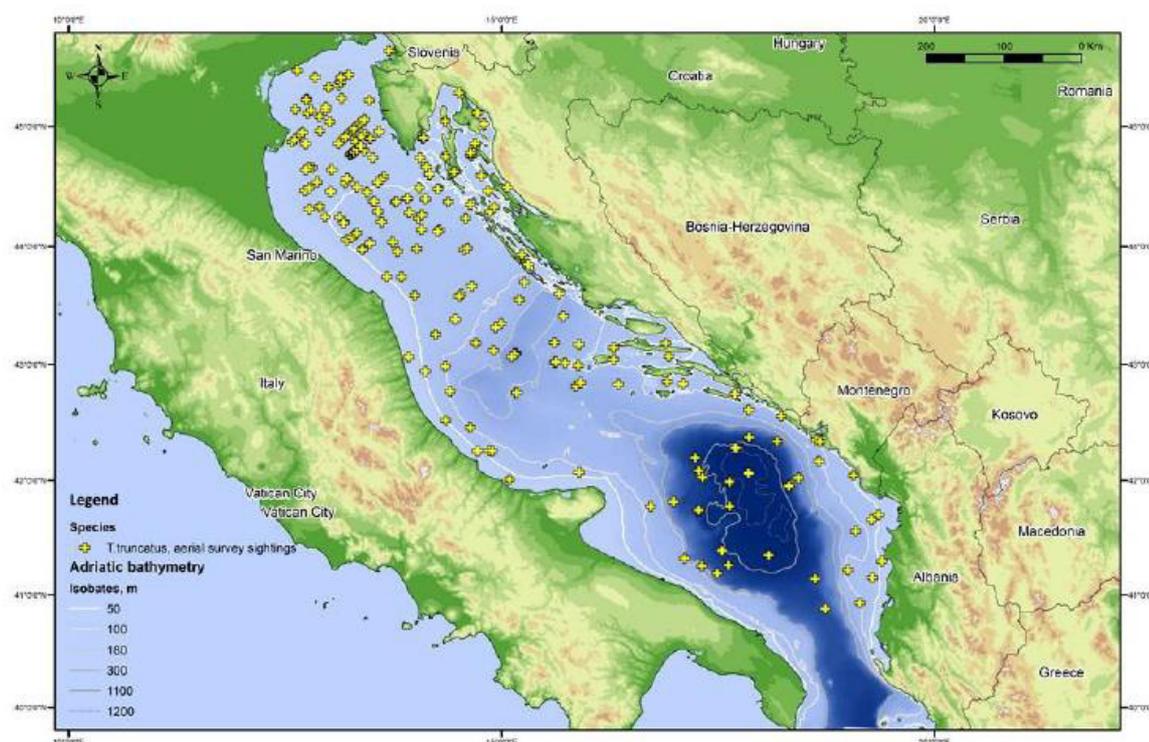


Fig. 3.1.A – Distribuzione degli avvistamenti di tursiope nel Mare Adriatico (2010-2013). Fonte UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014.

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

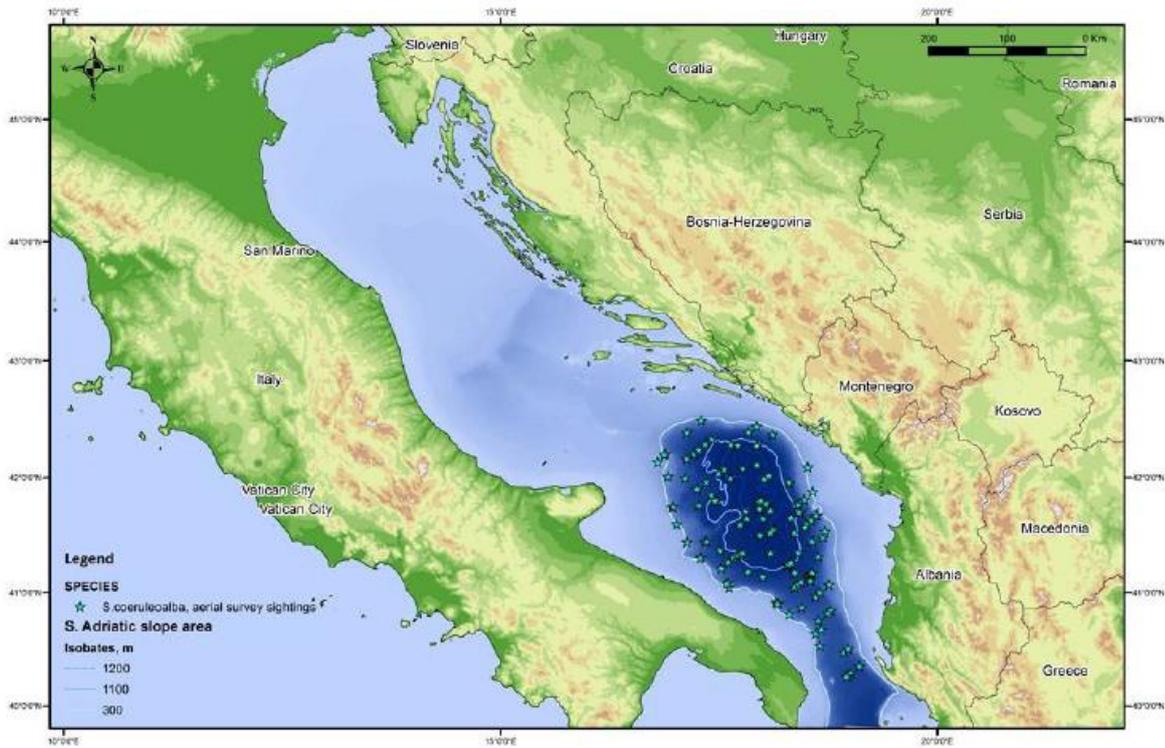
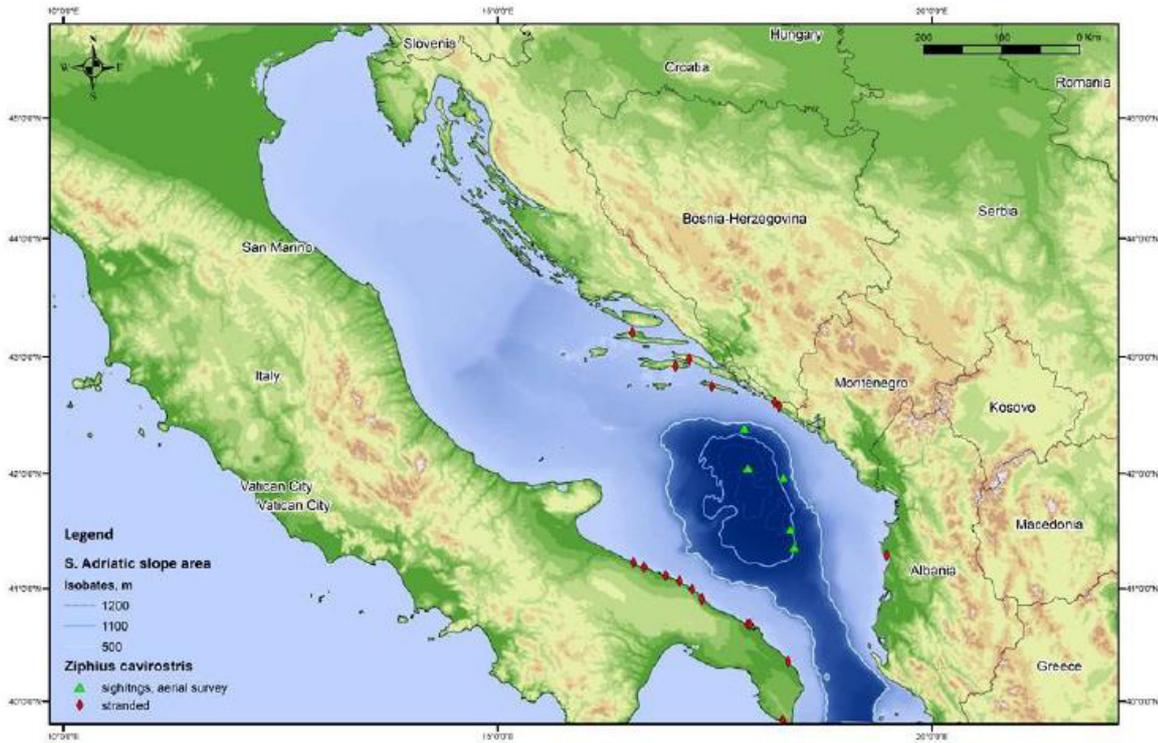


Fig. 3.1.B – Distribuzione degli avvistamenti di stenella nel Mare Adriatico (2010-2013). Fonte UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014.

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine



Sightings and strandings of Cuvier's beaked whale in the Adriatic Sea (1939 - 2013)

Fig. 3.1.C – Distribuzione degli avvistamenti e degli spiaggiamenti di zifio nel Mare Adriatico (2010-2013). Fonte UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014.

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

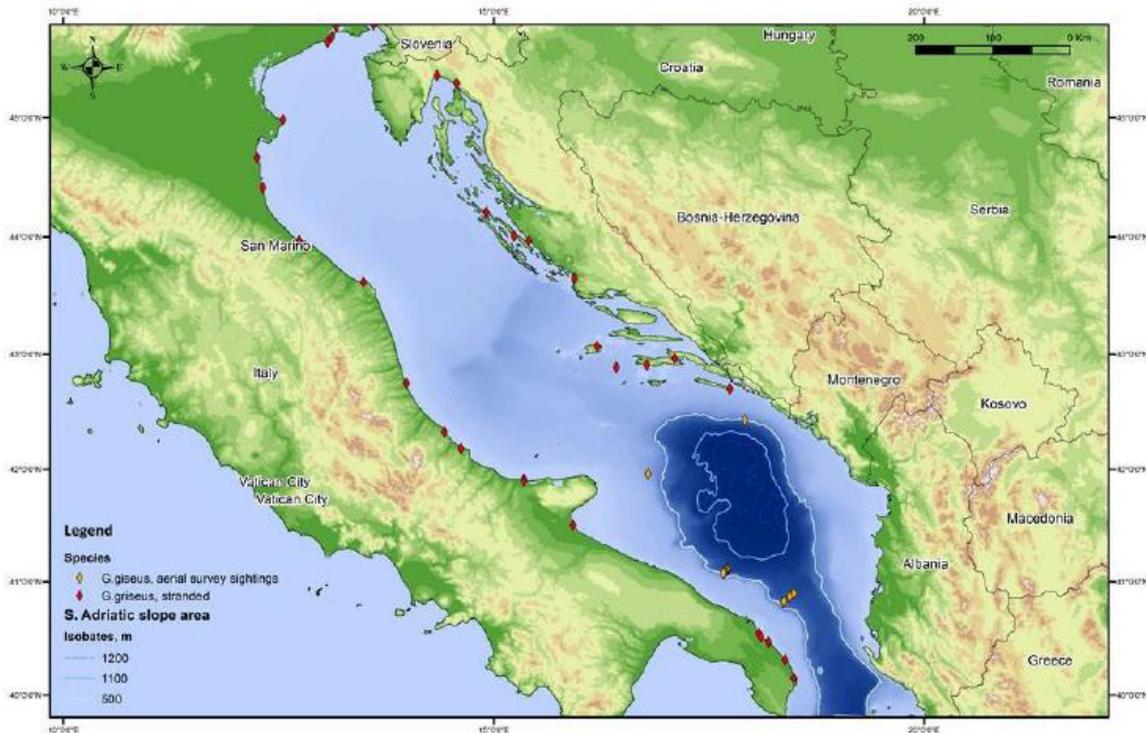


Fig. 3.1.D – Distribuzione degli avvistamenti e degli spiaggiamenti di grampo nel Mare Adriatico (2010-2013). Fonte UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014.

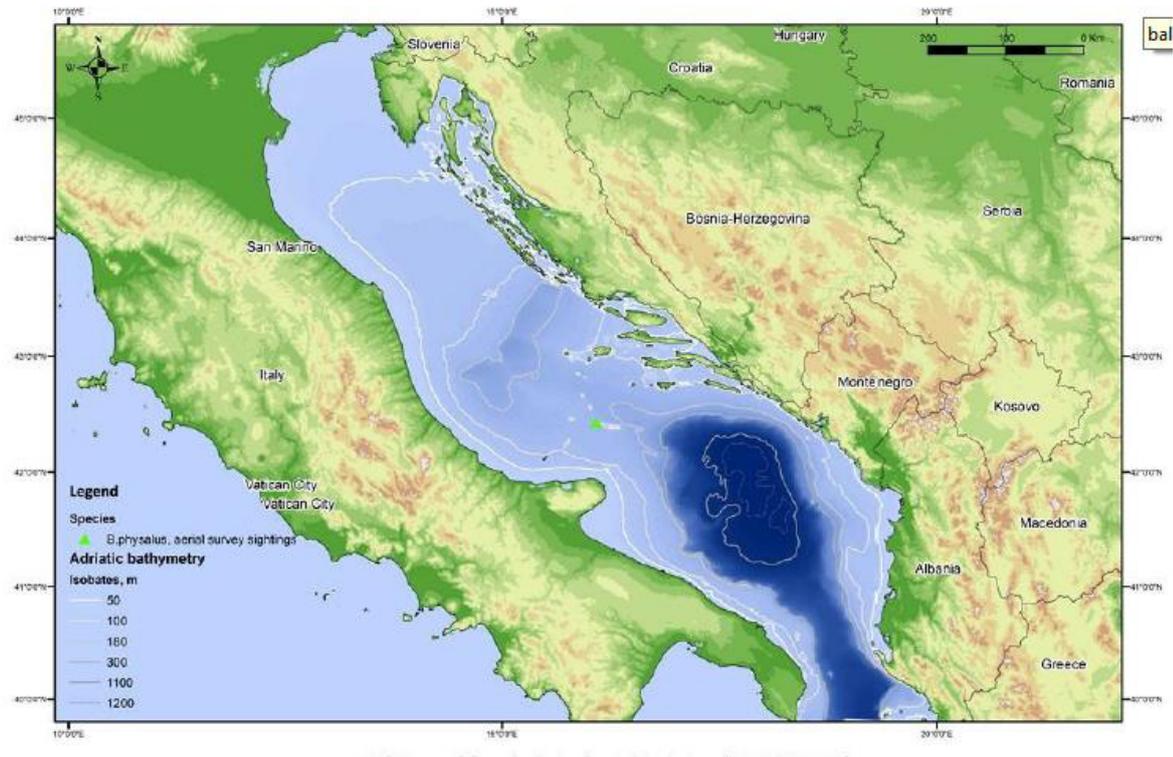


Fig. 3.1.E – Distribuzione degli avvistamenti di balenottera comune nel Mare Adriatico (2010-2013).
Fonte UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014.

A fornire ulteriori notizie circa la presenza e la distribuzione delle specie regolarmente presenti nel bacino adriatico è il report relativo alla ACCOBAMS Survey Initiative (ASI) (ACCOBAMS, 2021b) (Fig. 3.F-3H) che dettaglia i risultati di una campagna di monitoraggio della megafauna marina (cetacei, tartarughe, elasmobranchi e pesci di grandi dimensioni) in tutta l'area ACCOBAMS (comprendente acque atlantiche contigue, Mediterraneo e Mar Nero) attraverso la realizzazione di survey aereo (riferimento anno 2018) e mediante imbarcazione nel periodo 2018-2019. In particolare, per l'Adriatico è stato condotto solo il survey aereo da quale si conferma l'elevata frequenza diffusa nell'intero bacino del tursiope e la frequente presenza più localizzata di stenella e delfino comune nella sua porzione meridionale. Meno frequente e più puntuale nelle poche aree pelagiche del bacino è la presenza del grampo, del globicefalo e dello zifio. Nessun avvistamento è stato registrato per la balenottera comune.

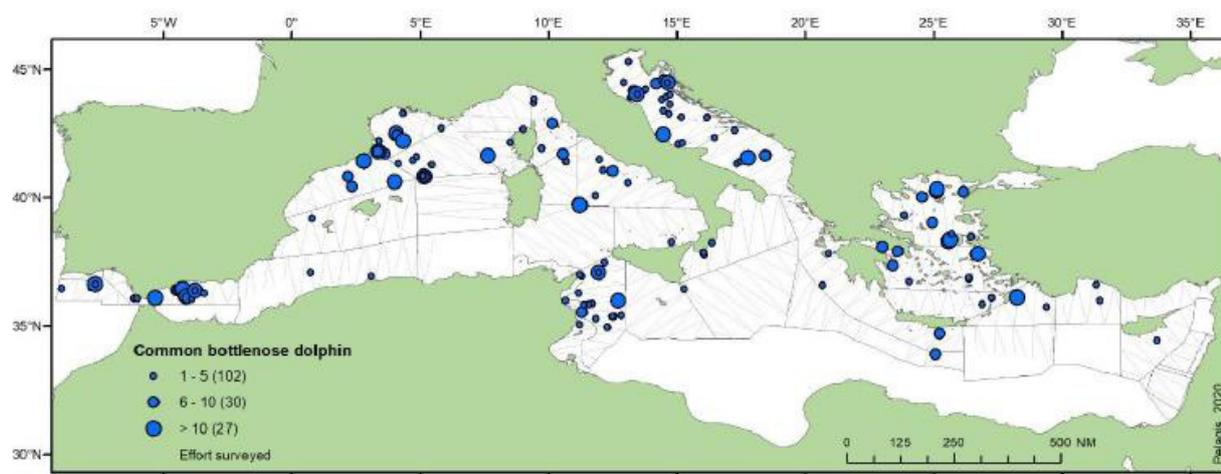


Fig. 3.1.F - Distribuzione degli avvistamenti di tursiope per km percorso durante il survey aereo (ACCOBAMS, 2021b).

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

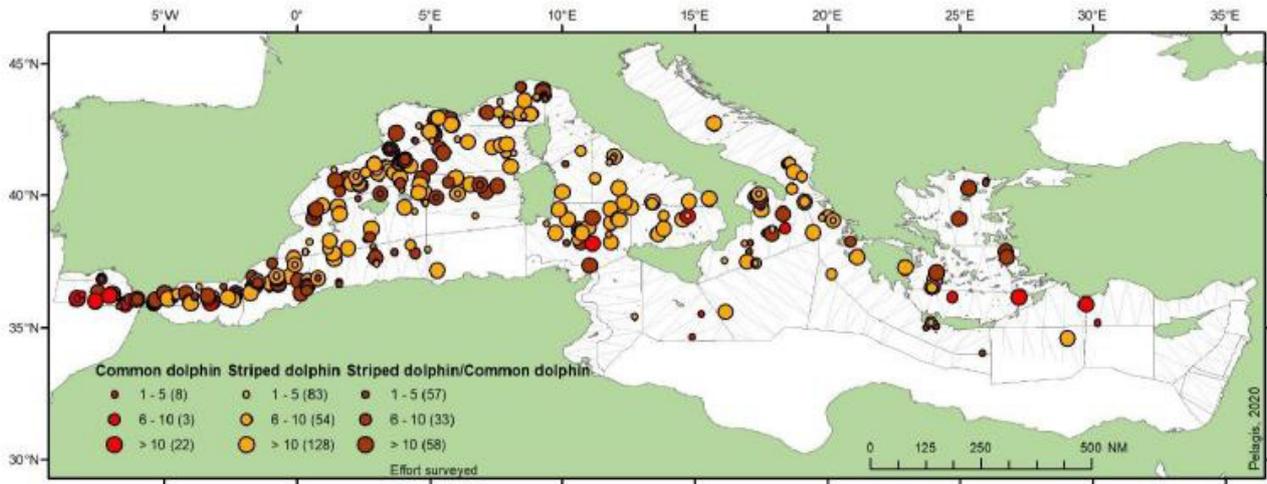


Fig. 3.1.G - Avvistamenti di stenella, delfino comune e gruppi misti di stenelle e delfini comuni per km percorso durante il survey aereo (ACCOBAMS, 2021b).

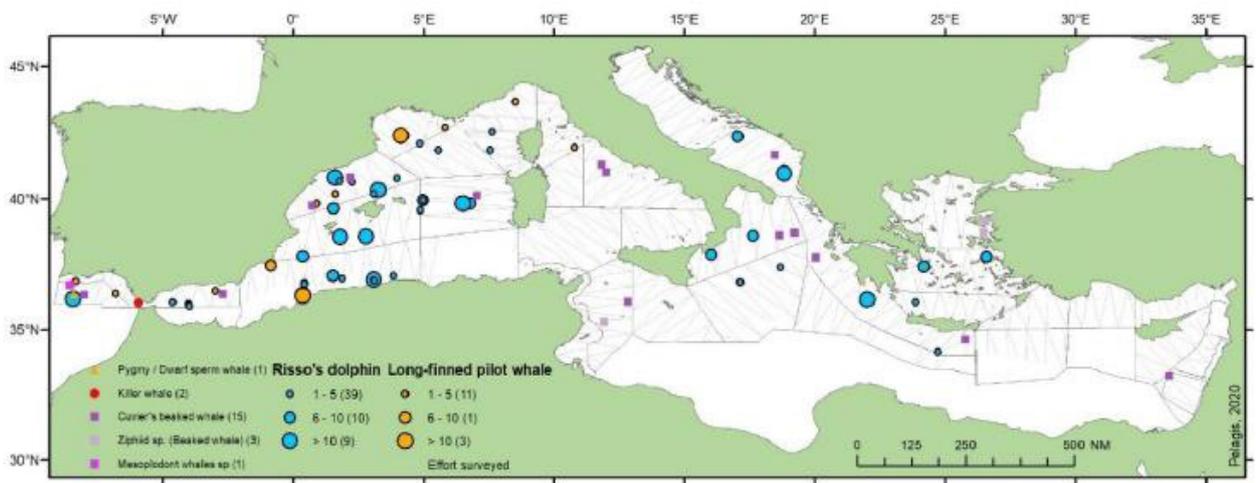


Fig. 3.1.H - Avvistamenti di grampo, globicefalo e zifio effettuati durante il survey aereo (ACCOBAMS, 2021b).

3.2 Tartarughe marine

Il bacino del Mediterraneo è regolarmente frequentato da tre specie di tartarughe marine: la tartaruga comune (*Caretta caretta*), tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e la tartaruga liuto (*Dermochelys coriacea*). Altre due specie (*Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys kempii*) sono state segnalate nel bacino, ma la loro presenza è da ritenersi accidentale ed imputabile al trasporto passivo di individui neonati o molto giovani (Castro e Huber, 2011) poiché vivono rispettivamente, nella fascia tropicale dell'Oceano Atlantico e Pacifico e nelle acque del Golfo del Messico e dell'Oceano Atlantico Occidentale.

La tartaruga comune è la specie più comune e diffusa in tutto il bacino Mediterraneo (Casale and Margaritoulis, 2010; Casale et al., 2018). I suoi giovanili sono distribuiti in tutti gli habitat pelagici del Mediterraneo sebbene nella porzione orientale i dati siano ancora scarsi (Baldi et al., 2023 e referenze al suo interno). I siti di nidificazione sono per lo più distribuiti lungo le coste del bacino centro-orientale ed in particolare le coste greche, turche, libiche e cipriote (Casale et al., 2018) anche se si sta registrando un incremento dei siti di nidificazione anche nella porzione occidentale del bacino (Hochscheid et al., 2022; Prato et al., 2022). Il bacino orientale ospita anche le più importanti aree di foraggiamento neritico per la nidificazione delle tartarughe comuni, quali la piattaforma tunisina e il Mare Adriatico (Casale et al., 2018 e referenze al suo interno). Il bacino Adriatico rappresenta una delle regioni in cui si registra la più elevata densità di osservazioni di questa specie, sia nella sua porzione settentrionale che meridionale, nonché un'importante area di svernamento (Štrbenac, 2015, Zampollo et al., 2022, Arcangeli et al., 2019, ACCOBAMS, 2021b, Gvozdenović et al., 2021) (Fig. 3.2.A-B). Attualmente la popolazione mediterranea di questa specie è classificata nella Lista Rossa della IUCN come *Least Concern* (Minor preoccupazione) a seguito di sforzi decennali di conservazione mirati a ridurre l'impatto antropico sui siti di nidificazione lungo le coste del Mediterraneo (Casale e Tucker, 2017), tuttavia la sua vulnerabilità alle pressioni antropiche e al cambiamento climatico non è diminuita anzi si è amplificata come dimostra il report EU relativo all'art. 17 della Direttiva Habitat (periodo 2013-2018) che valuta lo stato di conservazione di questa specie come Sfavorevole-Inadeguato nella bioregione Mediterranea (<https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17>).

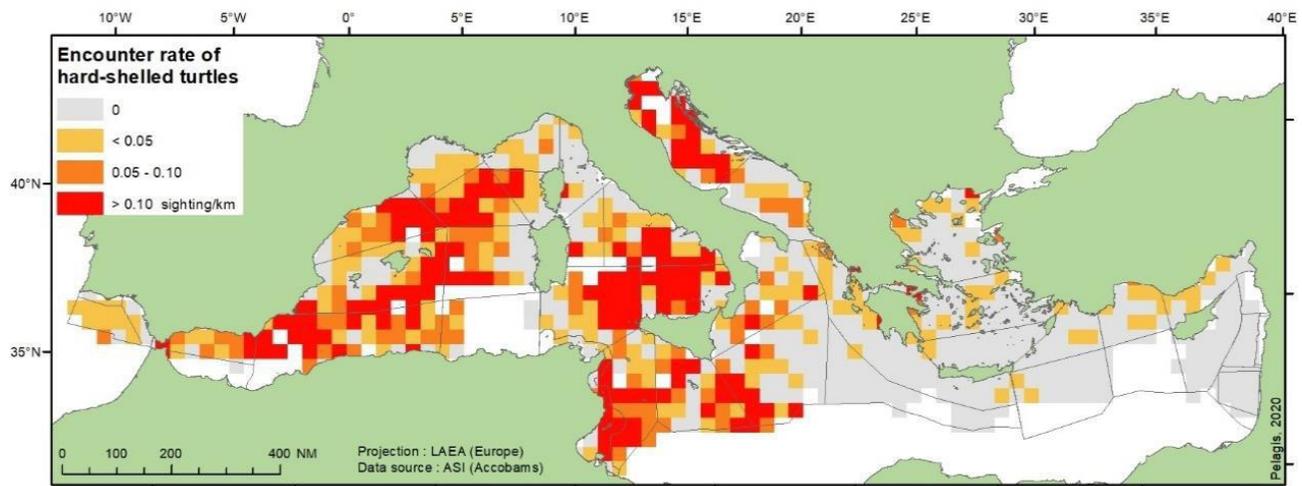


Fig. 3.2.A – Tassi di incontro (avvistamenti per km, su grigliato 50*50 km) relativi alle tartarughe marine (senza possibilità di distinzione tra le specie con indicazione che la maggior parte degli avvistamenti è riferibile a *C. caretta* seguita da *D. coriacea*) effettuati durante il survey aereo ASI-ACCOBAMS (ACCOBAMS, 2021b).

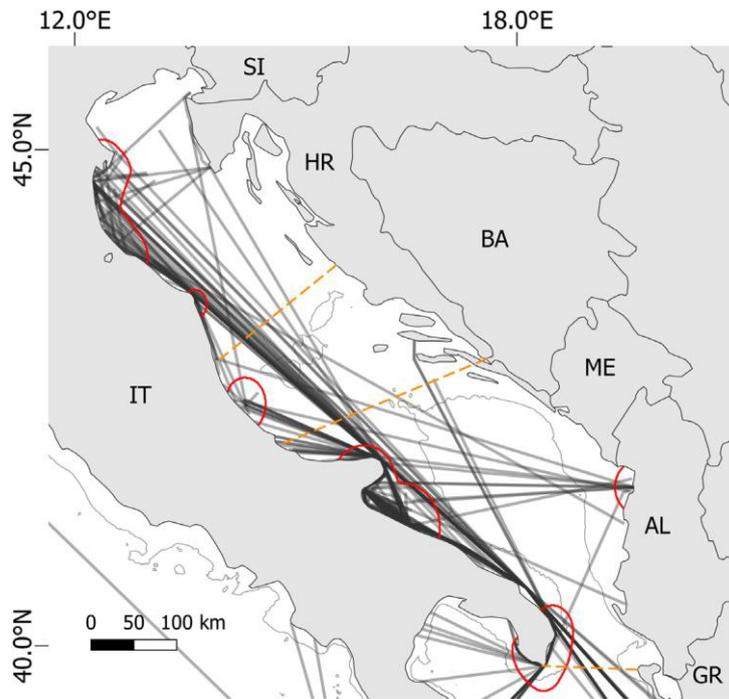


Fig. 3.2.B – Percorsi lineari tra siti di rilascio e ri-avvistamento per 263 tartarughe (solo parte bacino Adriatico). Le linee più marcate in nero sono le rotte a più alta densità. In rosso le aree con la più alta densità di rilascio di individui. In arancione le linee che suddividono il bacino nelle sue tre porzioni settentrionale, centrale e meridionale. Batimetria dei 200 m in grigio. IT = Italia, SI = Slovenia, HR = Croatia, BA = Bosnia e Herzegovina, ME = Montenegro, AL = Albania, GR = Grecia (tratta da Baldi et al., 2023).

La tartaruga verde è abbastanza rara nel Mediterraneo Occidentale e la sua distribuzione, per motivi legati alla maggiore temperatura dell'acqua, è più elevata nel bacino orientale-levantino, in Grecia, Libia e soprattutto in Turchia, Cipro e Siria dove la specie nidifica (Fig. 3.2.C) (Kasperek et al., 2001; Casale et al., 2010; Camiñas et al., 2020). Nel bacino Adriatico la specie è osservata occasionalmente (Fig. 3.2.D). Studi dimostrano che gli stadi giovanili della specie sembrano frequentare le acque costiere del basso Adriatico e dello Ionio probabilmente perché trasportati passivamente dalla corrente superficiale in ingresso nel bacino (Lazar et al., 2004; Gvozdenović et al., 2021).

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

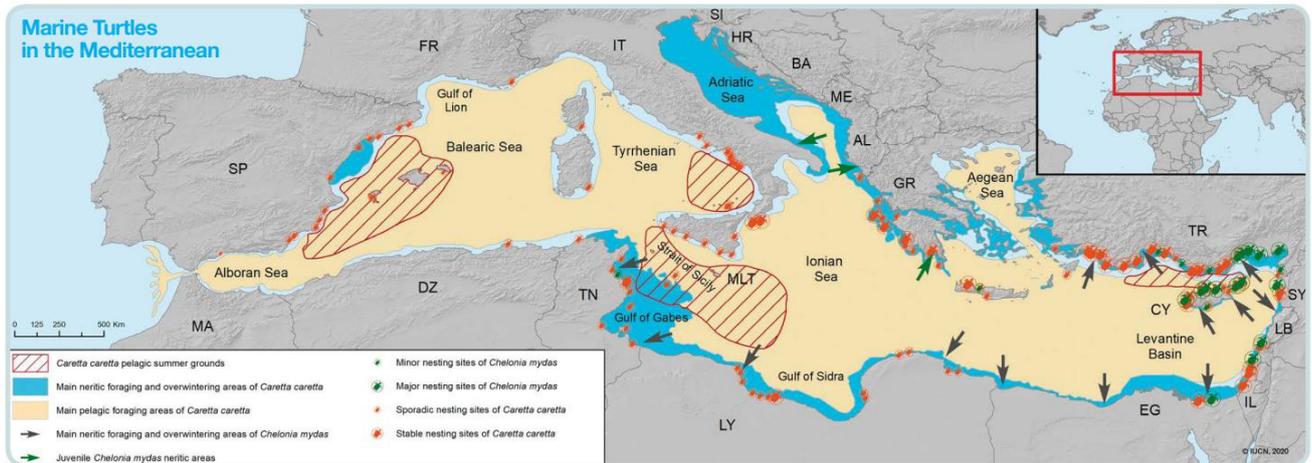


Fig. 3.2.C – Mappa delle principali aree di presenza, foraggiamento, nidificazione della tartaruga comune e della tartaruga verde (tratta da Camiñas et al., 2020).

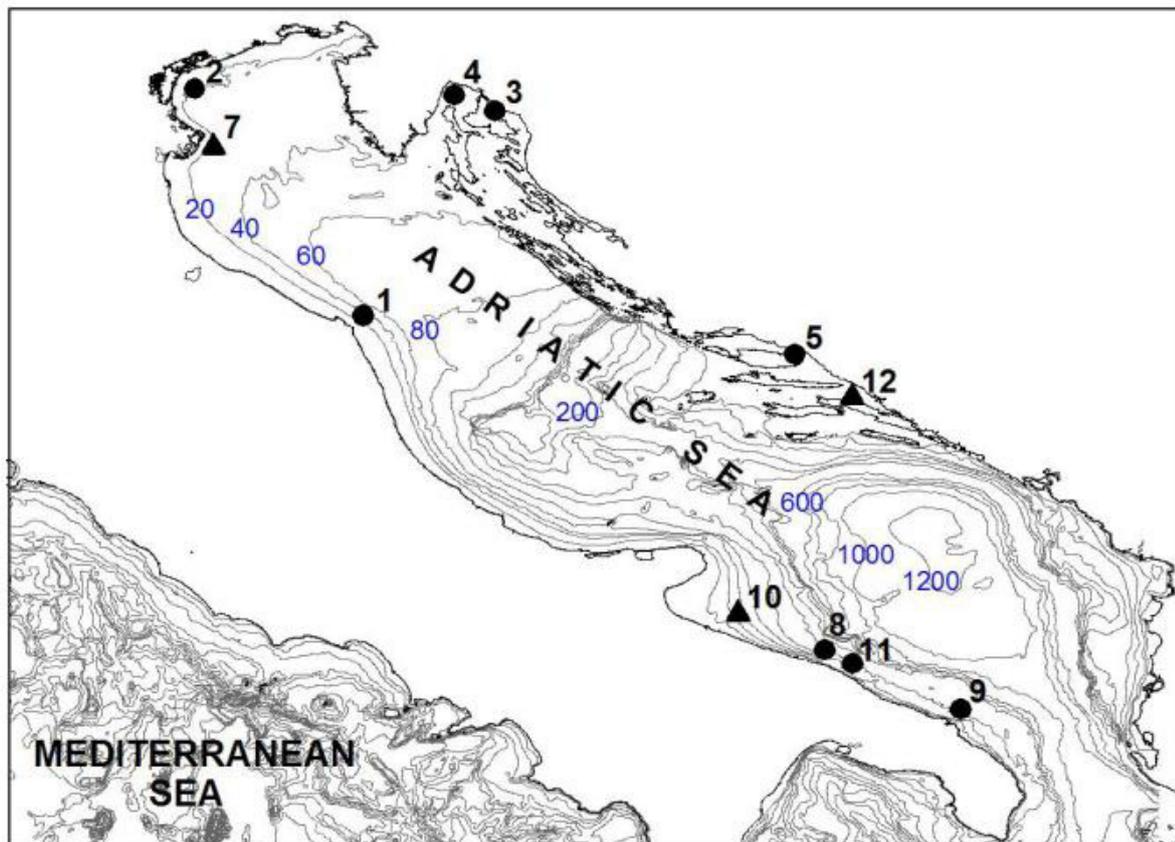


Fig. 3.2.D – Aree di recupero di individui appartenenti alla specie *C. mydas* nel Mar Adriatico (tratto da Lazar et al. (2004), al quale si rimanda per dettagli relativi al record identificato con i numeri arabi). I cerchi indicano i dati bibliografici relativi alla presenza di *C. mydas*, i triangoli indicano i nuovi recuperi/segnalazioni.

Infine, la tartaruga liuto è la specie meno diffusa in Mediterraneo rispetto alle altre e risulta presente nel bacino per scopi puramente alimentari e non di nidificazione (Fig. 3.2.E) (Casale et al., 2003). Una recente review sulla presenza di questa specie nel bacino suggerisce il bacino adriatico meridionale quale habitat potenzialmente rilevante per il foraggiamento nei mesi estivi (Fig. 3.2.F) (Lazar et al., 2008). In particolare, le osservazioni indicano quale periodo di presenza i mesi da luglio a dicembre con picchi nel periodo estivo. Rispetto alle classi di taglia e al sesso evidenze riportano che gli individui appartengono o a individui immaturi di grandi dimensioni o a adulti di entrambi i sessi (Lazar, 2010).

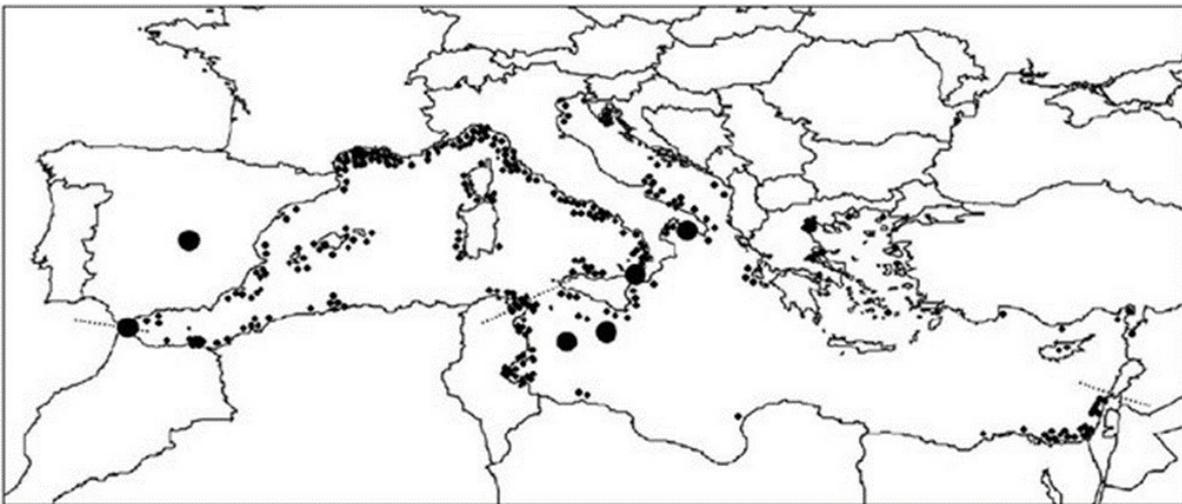


Fig. 3.2.E - Distribuzione geografica degli avvistamenti di *D. coriacea* nel Mar Mediterraneo. LA dimensione dei cerchi è proporzionale al numero di individui osservati (Casale et al., 2003).

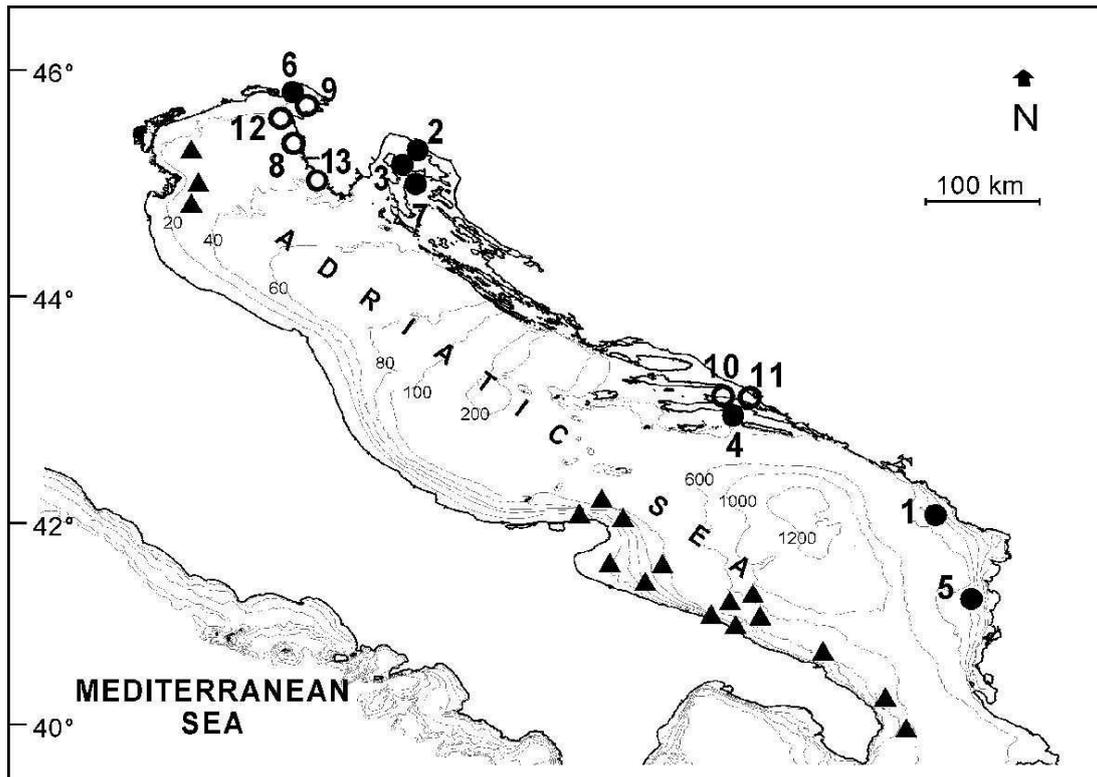


Fig. 3.2.F – Distribuzione delle osservazioni di *D. coriacea* nel Mar Adriatico (tratto da Lazar et al. (2008), al quale si rimanda per dettagli relativi al record identificato con i numeri arabi). Cerchi neri indicano osservazioni riportate in letteratura, i cerchi bianchi indicano i nuovi dati, i triangoli i record riportati in Casale et al. (2003).

4. PRESSIONI ANTROPICHE E POTENZIALI IMPATTI SULLA MEGAFUNA (CETACEI E TARTARUGHE MARINE) PRESENTE NELL'AREA DI STUDIO

Il Mare Adriatico è tra le ecoregioni del Mediterraneo caratterizzata da un elevato impatto antropico cumulativo (Micheli et al., 2013; (UNEP-MAP-RAC/SPA,2015). Contributo significativo a questa condizione, escludendo i fattori climatici, è data dall'attività di pesca, per lo più rivolta alle risorse demersali, dal rischio di ipossia e dall'inquinamento derivante dalle attività terrestri che includono il carico dei nutrienti, l'inquinamento organico, lo scarico urbano a cui seguono la presenza di specie aliene e il traffico marittimo (Micheli et al., 2013). Non va sottovalutato, in ogni caso, il contributo dei potenziali impatti sull'intero ecosistema derivante da attività offshore sia di ricerca ed esplorazione di gas (anche se incompatibili con gli obiettivi di decarbonizzazione prefissati a livello europeo) che da costruzione di impianti eolici (MIMS, 2022). Pertanto, in questo capitolo verrà fornita una sintesi delle attività antropiche che contribuiscono a generare pressioni ed impatti sull'ecosistema marino (habitat e specie) del bacino adriatico e, specificatamente dell'area di interesse per la costruzione dell'impianto (se possibile), con particolare riferimento alla componente della megafauna rappresentata dalle specie di cetacei e tartarughe marine ivi presenti.

4.1 – Attività di pesca

La pesca è storicamente considerata tra le principali minacce alla presenza, distribuzione e stato di salute delle diverse specie di cetacei e tartarughe marine presenti nel Mar Mediterraneo nonché dei loro habitat elettivi (Cuttelod et al., 2008; Coll et al., 2010, 2012). I suoi impatti sulle specie considerate possono essere diretti, quali le catture accidentali o accessorie negli attrezzi da pesca o *bycatch* (Bearzi, 2002; Gilman et al., 2006; Mintzer et al., 2018; Hamilton e Baker, 2019) ed indiretti, sugli habitat o sulle risorse di cui cetacei e tartarughe si cibano (es. degradazione degli habitat, sovrasfruttamento delle risorse) (Jusufovski et al. 2019, Carlucci et al., 2021). Questo fenomeno sempre più ampiamente documentato va ad incidere profondamente sul mantenimento complessivo della diversità biologica comunitaria (ISPRA, 2012; FAO, 2020) e sulla stabilità delle reti alimentari marine in cui i cetacei e le tartarughe marine, per il loro ruolo di predatori di vertice, agiscono da controllori secondo i meccanismi della cascata trofica (Estes et al., 2011; Spitz et al., 2018) e da specie architrave (*keystone species*) (Roman et al., 2014; Ricci et al., 2021). Pertanto, un'eventuale riduzione della loro presenza è un chiaro e significativo segnale di profonda compromissione dell'ecosistema marino *in toto*.

Ai fini della gestione della pesca le zone di pesca del bacino adriatico sono divise in due GSA: la GSA 17 (Alto e Centro Adriatico) e la GSA 18 (Adriatico Meridionale).

L'attività di pesca nell'intero bacino, così come in altri settori mediterranei è di tipo multispecifico con un elevato numero di stock sfruttati e diversi attrezzi da pesca utilizzati. Principali segmenti di pesca rappresentativi del bacino sono la piccola pesca artigianale (*small-scale vessels*), mirata alla cattura di piccoli pelagici, e lo strascico (*trawlers and beam trawlers*), mirato a catturare le specie pelagiche e demersali, che insieme rappresentano circa il 90% dei segmenti di pesca dell'Adriatico (FAO, 2022).

Secondo la FAO GFCM l'area di interesse per la costruzione del parco eolico rientra nella GSA 18 dove risultano attualmente operativi 1760 pescherecci (FAO, 2022) (Fig. 4.1.B).

FIGURE 3. Number of operating fishing vessels by geographical subarea

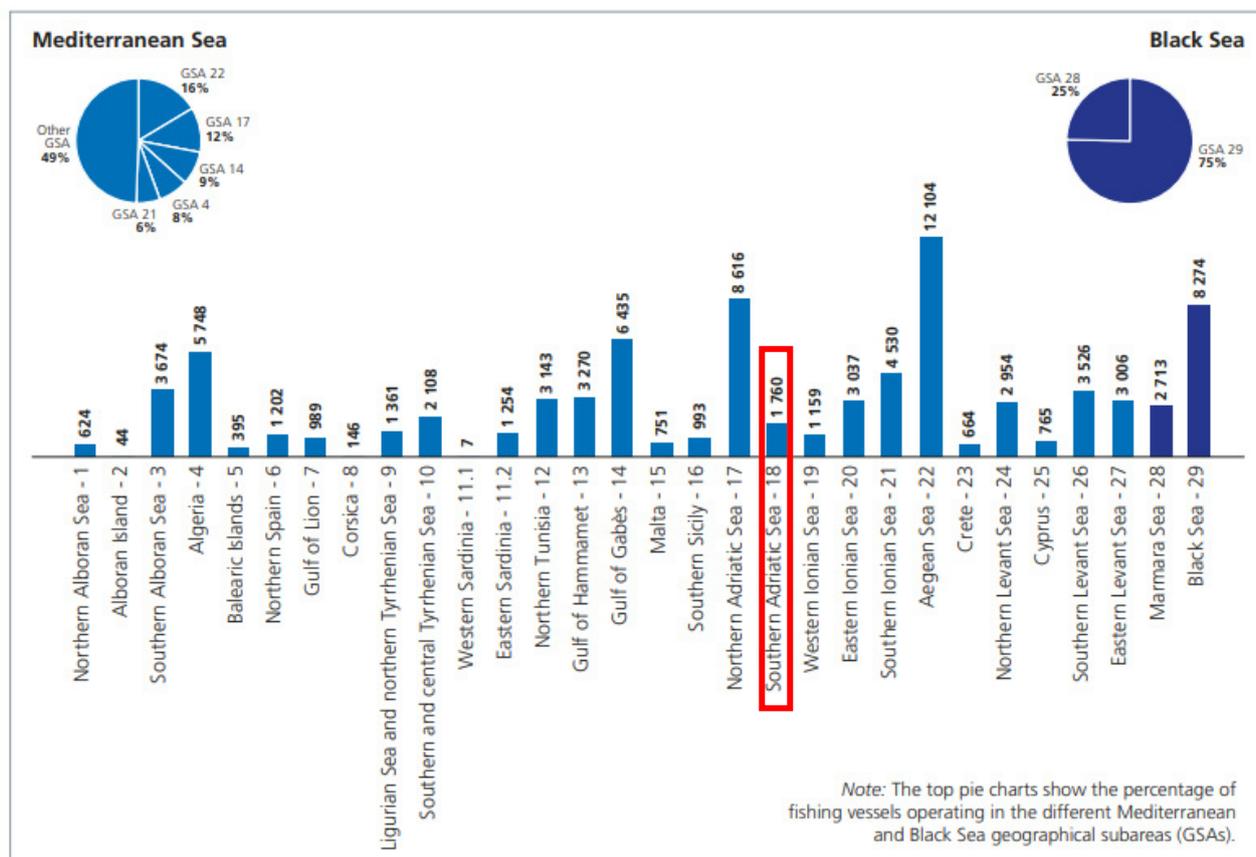


Fig. 4.1.B – Numero di imbarcazioni registrate per ciascuna GSA (FAO, 2022).

Dalla valutazione degli stock ittici effettuata nel contesto di serie storiche di dati da *fishery independent* e *fishery dependent surveys* si osserva una generalizzata condizione di *overfishing* nell'intero bacino, con numerosi stock ittici ancora soggetti ad uno sfruttamento intensivo anche nell'area di interesse. Nel 2011, il MIPAAF (Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali) ha definito il "Piano di Gestione Nazionale relativo alle flotte di pesca per la cattura delle risorse demersali nell'ambito delle GSA 17 (Mar Adriatico Centro-settentrionale) e GSA 18 (Mar Adriatico Meridionale)", redatto ai sensi degli artt. 18 e 19 del Regolamento (CE) n.1967/2006 relativo alle misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel Mar Mediterraneo, nonché degli articoli 7, 9 e 10 del Regolamento (UE) n.1380/2013 relativo alla Politica Comune della Pesca. Attualmente nella GSA 18 sono istituite dalla GFCM due *Fisheries Restricted Area* (FRA), ovvero aree in cui le attività di pesca sono momentaneamente o definitivamente sospese o ridotte al fine di proteggere habitat fondamentali per le specie marine. In particolare, nella FRA di acque profonde (*Deep-water FRA*, Recommendation GFCM/29/2005/1) è vietato l'uso di draghe trainate e reti a strascico sui fondi ad una profondità superiore di 1000 m. Mentre, nella FRA Canyon di Bari (Recommendation GFCM/44/2021/3) sono state istituite una zona A ad accesso interdetto ed una B in cui sono regolamentate alcune attività di pesca (Fig. 4.1.C).

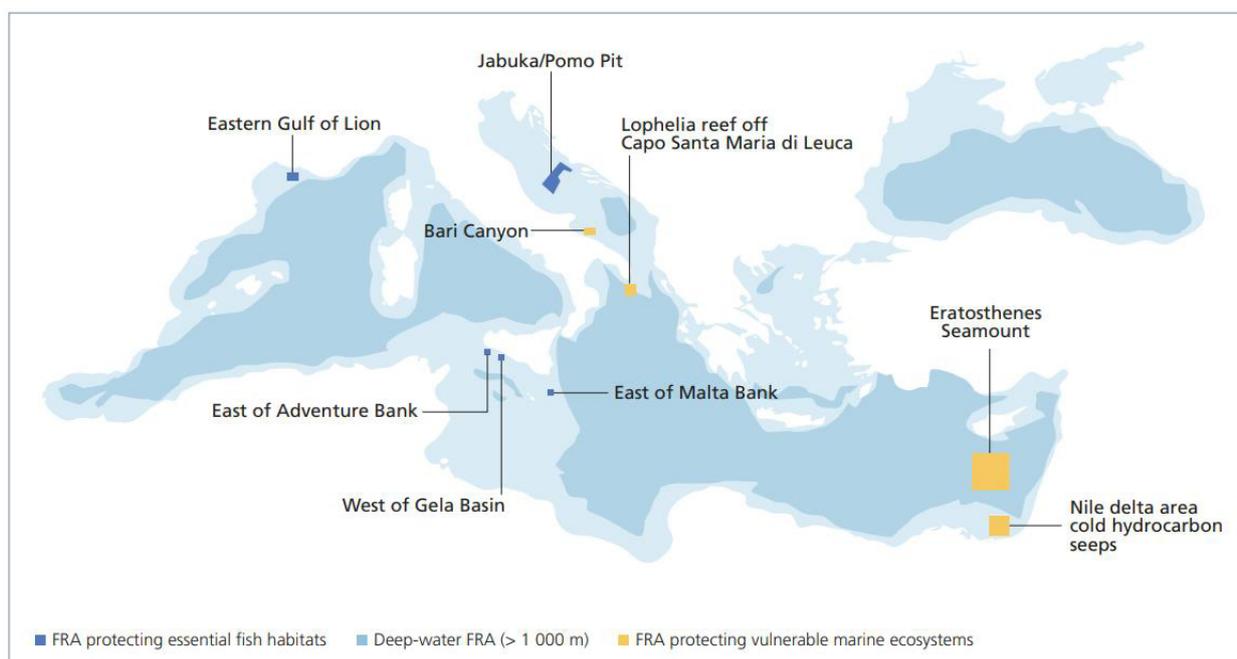


Fig. 4.1.C – Mappa delle *Fisheries Restricted Area* istituite fino al 2022 (FAO,2022).

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle catture accessorie si registra una positiva diminuzione del *bycatch* dovute all'utilizzo di reti derivanti, soprattutto a seguito della loro messa al bando da parte dei regolamenti comunitari UE. Tuttavia, il bacino Adriatico è terzo per catture accidentali di specie vulnerabili come dimostrano i report FAO (2020, 2022) dopo il Mediterraneo centrale, occidentale. Le tartarughe marine e gli elasmobranchi rappresentano i taxa principalmente impattati rispettivamente con l'89 e l'8% dei record seguiti dagli uccelli e dai mammiferi marini (4% del totale) (Fig. 4.1.D). Inoltre, i dati finora raccolti evidenziano come lo strascico sia il principale responsabile del *bycatch* delle tartarughe marine in Adriatico (77%) e come la specie più colpita sia la tartaruga comune (99% dei casi registrati) consistentemente con la distribuzione delle specie nel bacino (Fig. 4.1.E-F). Differentemente, principale responsabile del *bycatch* dei mammiferi marini in Adriatico e nel resto del Mediterraneo è la piccola pesca che opera con le reti da imbrocco (*gillnets*) ed i tremagli (*trammel nets*) (Fig. 4.1.G) e che colpisce prevalentemente cetacei di piccole-medie dimensioni come la stenella striata (*S. coeruleoalba*), il delfino comune (*D. delphis*) ed il tursiope (*T. truncatus*) (Fig. 4.1.H).

FIGURE 58. Reported incidental catch by species group and vessel group (in relative terms) in the GFCM area of application, 2000–2020

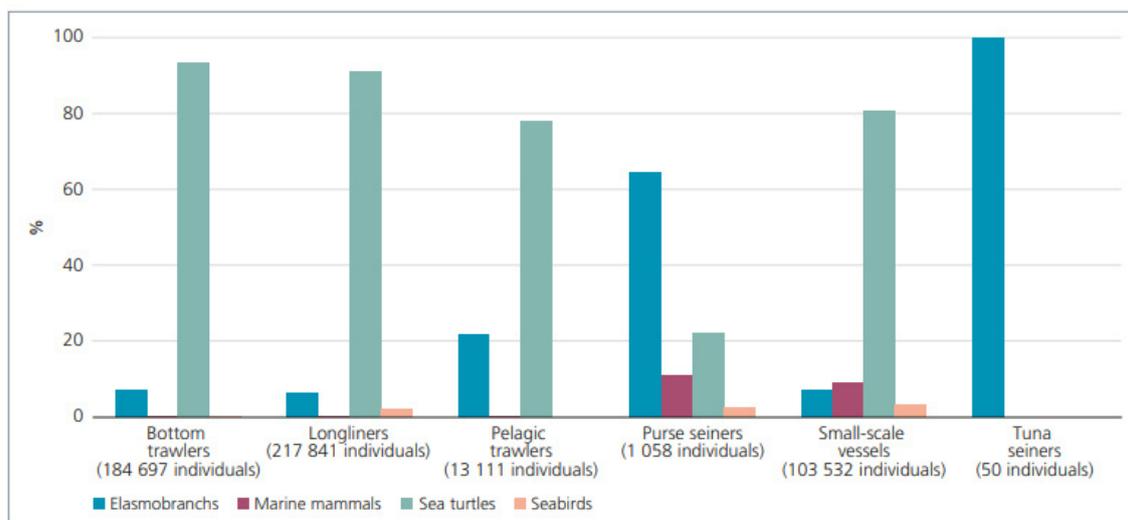


Fig. 4.1.D – Dati di *bycatch* per specie vulnerabile e segmento di pesca (in termini relativi) per il bacino Mediterraneo (FAO, 2020).

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

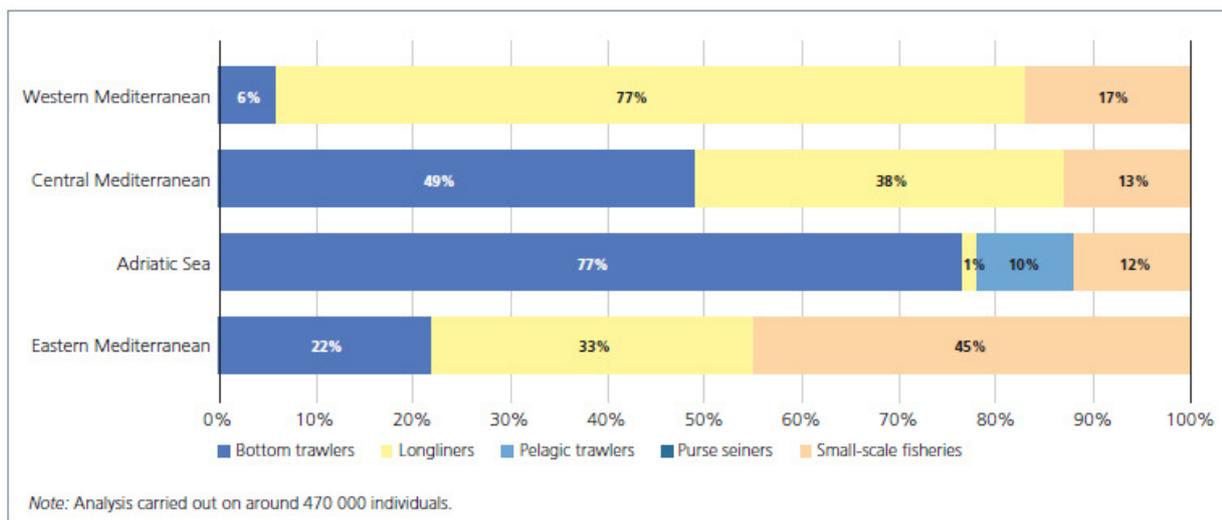


Fig. 4.1.E – Contributo relativo di ciascun segmento di pesca al *bycatch* totale delle tartarughe marine per le sotto-regioni mediterranee (FAO, 2022).

FIGURE 65. Reported incidental catch of the main sea turtle species in the Mediterranean Sea, 2000–2020

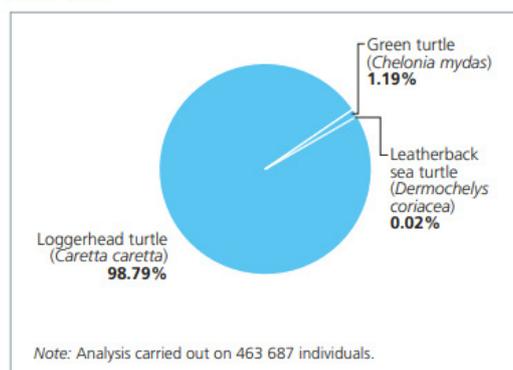


Fig. 4.1.F – Caratterizzazione, in termini percentuali, delle specie di tartarughe marine che compongono le catture accidentali registrate nel Mar Mediterraneo (FAO, 2020).

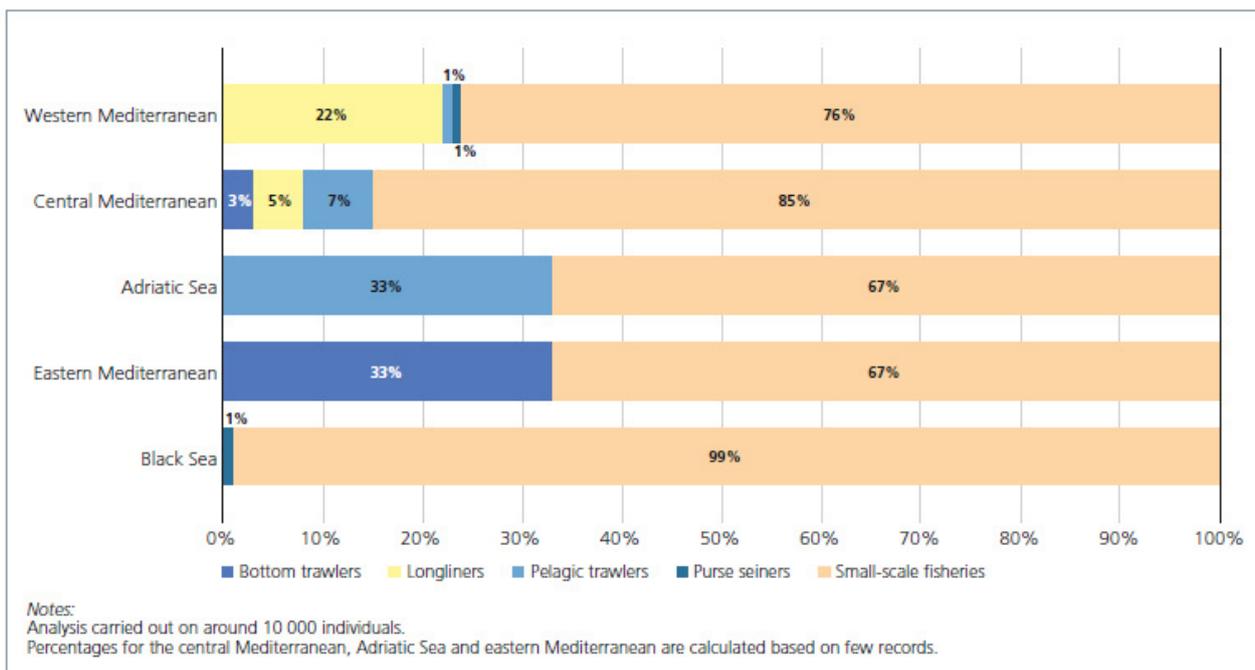


Fig. 4.1.G – Contributo relativo di ciascun segmento di pesca al *bycatch* totale dei cetacei per le sotto-regioni mediterranee (FAO, 2022).

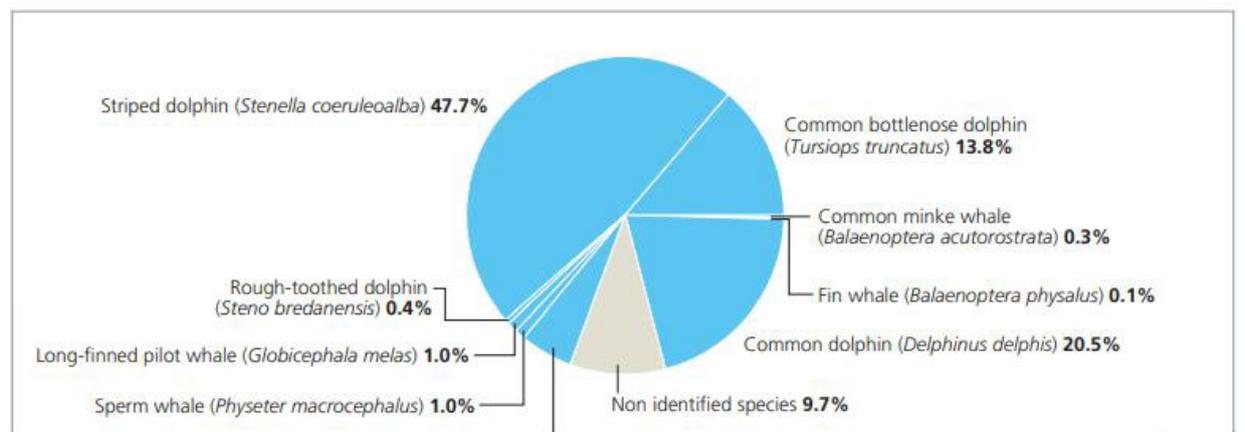


Fig. 4.1.H – Caratterizzazione, in termini percentuali, delle specie di cetacei che compongono le catture accidentali registrate nel Mar Mediterraneo (FAO, 2020).

4.2 – Traffico marittimo

Il trasporto marittimo è un'importante pressione che deve essere considerata quale responsabile di possibili impatti sullo stato di salute e sul grado di conservazione di specie e habitat d'interesse comunitario tutelati dalla Direttiva Habitat (EC, 1992). Infatti, le attività connesse al trasporto marittimo sono responsabili di inquinamento acustico sottomarino,

inquinamento delle acque, produzione di rifiuti marini (compresa la plastica), l'inquinamento atmosferico e dell'introduzione di specie invasive (Erbe et al., 2020).

Gli impatti che questa attività può produrre sono diretti, ovvero le collisioni con la megafauna marina, per cui è stata dimostrata la correlazione tra le dimensioni e la velocità delle imbarcazioni e la gravità delle ferite sugli animali, (Laist et al., 2001; Silber et al., 2010), e indiretti, come generazione di rumore ed inquinamento sottomarino.

In questo contesto, il Mar Adriatico rappresenta un sottobacino dall'elevato valore commerciale nel quale un ramo di traffico relativamente moderato si dirige verso i porti a nord quali Venezia, Trieste, Capodistria e Fiume. Traffico minore va verso i porti di Zara, Spalato, Ploče, Dubrovnik (Croazia), Bar (Montenegro), Bari, Ancona, Brindisi e Durazzo e Valona (Albania) (UNEP-MAP-RACSPA, 2015) (Fig. 4.2.A). Differenti tipologie di imbarcazioni (in termini di uso, dimensione e stazza) transitano lungo le principali direttrici di traffico: dalle autocisterne per il trasporto di carburante (greggio e gas) a navi cargo, navi passeggeri, pescherecci, imbarcazioni militari e da diporto.

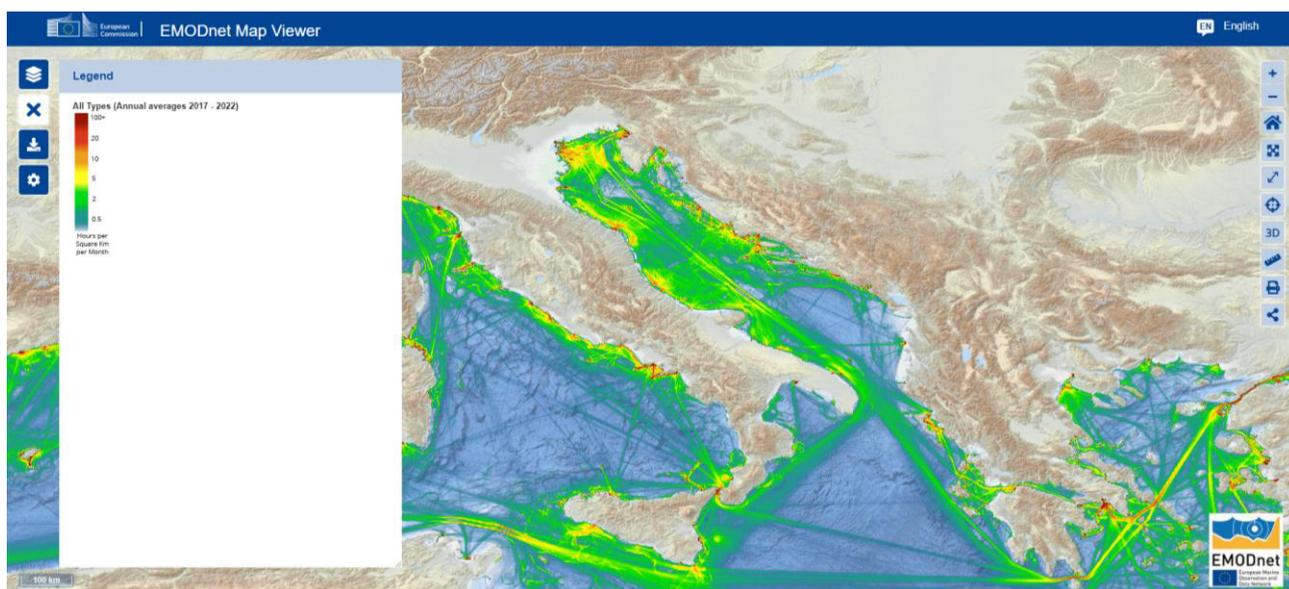


Fig. 4.2.A – Mappa delle densità di traffico marittimo (media annuale dal 2017 al 2022 di tutte le tipologie di imbarcazioni, fonte EMODNET).

Considerate le dimensioni delle specie che più frequentemente si osservano nel bacino e specificatamente nell'area di intervento, la collisione con navi di grandi dimensioni è altamente improbabile. Contrariamente fonte di preoccupazione potrebbe essere il drammatico aumento del traffico di imbarcazioni da diporto durante i mesi estivi non solo

per le specie di cetacei ma anche per le tartarughe marine che tendono ad avvicinarsi alla costa per la nidificazione (UNEP-MAP-RACSPA, 2015).

L'impatto su queste specie derivante dall'inquinamento acustico causato dal traffico nautico, nel caso specifico, ma relativo a qualsiasi fonte di rumore sottomarina per essere adeguatamente compreso necessita di una descrizione dettagliata delle capacità uditive ed emmissive delle diverse specie nonché delle tipologie di suoni presenti nell'ambiente marino e degli effetti che possono generare sulle stesse. Pertanto, si rimanda al paragrafo 5.2.2 in cui verrà fornita una sintesi dettagliata di questi aspetti e verranno discussi potenziali impatti derivanti dal traffico nautico.

4.3 – Sviluppo costiero

L'urbanizzazione, lo sviluppo turistico così come l'incremento della popolazione nelle aree costiere nel corso del tempo hanno prodotto un impatto notevole sui fragili habitat costieri (ad esempio le praterie di *Posidonia oceanica*) e sulla presenza di specie a rischio di estinzione come la foca monaca (*Monachus monachus*), le tartarughe marine ed i cetacei con particolare attenzione al delfino comune (*D. delphis*) (Lotze et al., 2011).

4.4 – Ricerca ed esplorazioni di idrocarburi

Lo sfruttamento delle risorse offshore in Adriatico è iniziato nel 1960 e più di 130 differenti installazioni per estrazione di gas e petrolio sono state concesse nel corso del tempo (UNEP-MAP-RACSPA, 2015). Ad oggi molte di queste sono chiuse perché esauste, le altre, in linea con il Piano per la Transizione Energetica Sostenibile delle Aree Idonee (PiTESAI) continueranno a funzionare fino alla cessazione della coltivabilità tecnica e/o economica dei giacimenti con concessioni di coltivazione vigenti, in modo sicuro per l'uomo e per l'ambiente, riducendo i conflitti ed aumentando le sinergie con altri settori dell'economia del mare come previsto e richiesto dal Piano dello Spazio Marittimo per l'Area Marittima "Adriatico" redatto in conformità con il D.Lgs. 201/2016 che recepisce la Direttiva 2014/89/UE che istituisce un quadro per la pianificazione dello spazio marittimo (MIMS, 2022). Nella GSA 18 di riferimento per la costruzione di questo impianto attualmente non ci sono concessioni o impianti attivi (<https://unmig.mite.gov.it/ricerca-e-coltivazione-di-idrocarburi/elenco-dei-titoli-minerari/>) pertanto, i potenziali impatti sulla cetofauna e sulle tartarughe da parte di queste tipologie di attività non saranno discussi in questo documento. Analoghe riflessioni saranno discusse nel paragrafo 5.2.2.

4.5 – Inquinamento chimico e *marine litter*

Un ulteriore fattore di rischio per cetacei e tartarughe è rappresentato dalla loro esposizione e/o ingestione (diretta o attraverso le prede) di sostanze chimiche contaminanti quali i metalli pesanti, i composti organici persistenti (POPs), e del *marine litter* rilasciati direttamente o indirettamente in mare dall'uomo (Kersten e Forstner, 1986; ACCOBAMS, 2021a). Queste specie, in quanto predatori di vertice, sono vulnerabili al processo di bioaccumulo e biomagnificazione dei contaminanti nei propri tessuti. Ciò comporta effetti citotossici di interferenza con le attività enzimatiche e metaboliche e può interferire negativamente e gravemente sul funzionamento sistema riproduttivo, immunitario ed endocrino, compromettendo il loro stato di salute e conservazione (Tyler et al., 1998; Ross, 2000; ISPRA, 2012). Per quanto riguarda i contaminanti POP (*Persistent organic pollutant*), sono state trovate relazioni tra la lunghezza del corpo, e quindi l'età dei cetacei e le concentrazioni di PCB e DDT. Questo suggerisce che individui con lunghezza del corpo maggiore e cioè individui più anziani bioaccumulano concentrazioni più elevate di contaminanti nei loro corpi (Aguilar et al., 1999). Le concentrazioni di contaminanti sono state spesso osservate in quantità differenti tra cetacei maschi e femmine (Borrell, 1993; Tanabe et al., 1986). Queste differenze potrebbero essere dovute al fatto che i carichi di organoclorurati nelle femmine sessualmente mature spesso diminuiscono (Aguilar e Borrell, 1988) perché esse trasferiscono quantità rilevanti di contaminanti alla prole durante la gravidanza e, in misura maggiore, durante l'allattamento (Borrell, 1993; Aguilar et al., 1999).

Il più recente studio di mappatura dei contaminanti chimici nel Mare Adriatico, effettuato nel 2008 e pubblicato recentemente da Bajt et al. (2019), mostra che le concentrazioni di metalli nel bacino sono inferiori rispetto a quelle registrate nel bacino occidentale del Mediterraneo, e che per i POPs (Policlorobifenili, pesticidi organoclorurati e idrocarburi policiclici aromatici) la situazione è opposta. Lo studio evidenzia la presenza di *hotspots* di contaminazione per ogni sostanza chimica considerata distribuiti in aree più o meno localizzate a seconda del contaminante e del suo percorso una volta raggiunto il mare. L'impatto su cetacei e tartarughe di questa condizione di inquinamento, ubiquitaria in tutti i sottobacini del Mediterraneo, è già ben documentata come dimostrato da numerosi studi scientifici pubblicati (i.e., Fossi et al., 2002; UNEP-MAP-RACSPA, 2015 e referenze al suo interno; ACCOBAMS, 2021a e referenze al suo interno; Storelli e Marcotrigiano, 2000; Corsolini et al., 2000; Cocci et al., 2017; Abdallah, 2023).

Relativamente emergente, rispetto alla problematica dell'inquinamento chimico, è l'impatto su habitat e specie di interesse conservazionistico derivante da *marine litter* ed in particolare, da macro e microplastiche presenti negli ecosistemi marini. L'ingestione di materiale di scarto derivante per esempio, dell'attività di pesca o rilasciato in mare attraverso il ruscellamento, lo scarico diretto e indiretto urbano possono provocare lo spiaggiamento e la morte di numerosi individui così come la cattura accidentale in attrezzi fantasma (i.e., Derraik, 2002; Pham et al., 2014). Inoltre, la frammentazione delle plastiche in microplastiche può rappresentare ulteriore fonte di ingestione di composti inquinanti (ftalati, per esempio) che può provocare ulteriori effetti dannosi per la salute dei singoli individui nonché delle popolazioni (i.e., Fossi et al., 2012, 2018a; Savoca et al., 2018). Attualmente, numerosi sono gli studi che dimostrano la pericolosità di plastiche e microplastiche sulle diverse specie di cetacei e tartarughe e sull'importanza della problematica nel bacino Adriatico (i.e., Pribanić et al., 1999, Lazar et al., 2011; Lazar e Gracan, 2011; de Stephanis et al., 2013; Deudero e Alomar, 2015; Di Renzo et al., 2021). D'altronde entrambi i taxa sono considerati ottimi bioindicatori per il monitoraggio degli impatti derivanti dal *marine litter*, in generale, e da materiali plastici in particolare nell'ambito della valutazione del raggiungimento del *Good Environmental Status* (GES) rispetto al Descrittore 10 della Marine Strategy Framework Directive e dell'*Ecological Objective* (EO) 10 del Programma IMAP ("Integrated Monitoring and Assessment Program of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria"). (i.e., Matiddi et al., 2017; Fossi et al., 2018b, 2020; Claro et al., 2019).

5. VALUTAZIONE DEI POTENZIALI IMPATTI DERIVANTI DALLA REALIZZAZIONE DELL'IMPIANTO EOLICO OFFSHORE SULLA MEGAFUNA (CETACEI E TARTARUGHE) PRESENTE NELL'AREA

Come riportato precedentemente, l'energia eolica offshore è stata identificata quale fonte di energia rinnovabile avente un ruolo chiave nella strategia di decarbonizzazione e riduzione delle emissioni di gas serra utile a contribuire al raggiungimento dell'Obiettivo di Sviluppo Sostenibile (SDG) 7 delle Nazioni Unite (<https://unric.org/it/obiettivo-7-assicurare-a-tutti-laccesso-a-sistemi-di-energia-economici-affidabili-sostenibili-e-moderni/>). Naturalmente, la realizzazione di infrastrutture di questa tipologia e dimensione non è scevra da impatti potenziali ed effettivi sulle diverse componenti dell'ecosistema marino, pertanto, la sua progettazione, installazione e messa in esercizio devono essere monitorati e criticamente valutati.

Generalmente, l'installazione e messa in esercizio di un parco eolico offshore comporta modifiche dirette o indirette, positive o negative, dell'intero ecosistema marino in cui è realizzato che sono generalmente correlate alla perturbazione fisica e meccanica del fondale marino e delle comunità bentoniche che lo popolano, all'immissione di rumore sottomarino, all'emissione di campi elettromagnetici dai cavi elettrici nonché alla presenza delle turbine e alle diverse attività correlate con la messa in opera e la manutenzione dell'impianto (OSPAR, 2004; Galparsoro et al., 2022). Per un quadro completo sulle linee di ricerca relative agli impatti prodotti da impianti eolici offshore si rimanda al lavoro Galparsoro et al. (2022) di cui la Fig. 5.A ne mostra una sintesi. Per le finalità di questa relazione verranno approfonditi, nei seguenti paragrafi, gli impatti potenziali diretti ed indiretti su cetofauna e tartarughe marine.

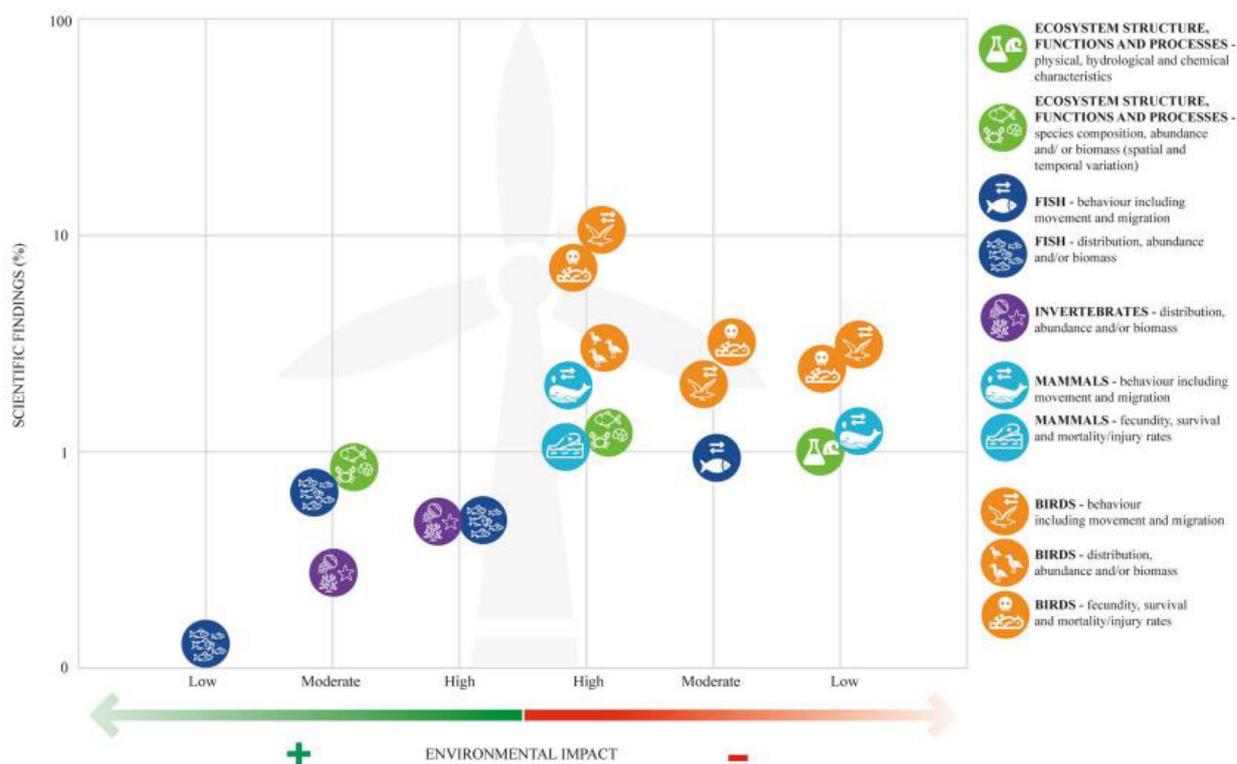


Figura 5.A – Impatti, positivi e negativi e loro magnitudo, frequentemente riportati per la costruzione di impianti di energia eolica offshore relativamente ai principali indicatori di un ecosistema.

5.1 – Perturbazione del fondale marino

La costruzione delle fondazioni delle turbine eoliche e delle piattaforme di ancoraggio e palificazione può richiedere la preparazione del fondale marino (ad esempio, il livellamento) associata ad una perturbazione meccanica del fondale. I cavi che collegano le turbine e la centrale eolica alla terraferma sono generalmente collocati sotto la superficie del fondale marino, con conseguente modificazione e/o alterazione morfologica, sedimentologica, granulometrica dell'integrità dello stesso e perturbazione delle comunità bentoniche ivi presenti che, a cascata, riverberano sull'intera rete trofica di quell'ecosistema (i.e., Van den Eynde et al., 2013; De Backer et al., 2014; Klunder et al., 2020; Lloret et al., 2022). Tuttavia, queste modificazioni del fondale possono portare, nel medio e lungo periodo, anche a cambiamenti positivi. Infatti, una volta installato, un parco eolico offshore questo determina un effetto barriera artificiale, che porta ad una rapida ed estesa colonizzazione e ricoprimento dei dispositivi di fauna sessile (Krone, et al., 2013a, b; De

Mesel et al., 2015; Coates et al., 2014; Dannheim et al., 2020) inducendo un successivo effetto positivo sull'intera comunità pelagica dell'area di studio quale la presenza di predatori pelagici e demersali tra cui i cetacei (Wilhelmsson et al., 2006; Reubens, et al., 2014; Raoux et al., 2017; Mavraki et al., 2021). Ancora, la presenza di una struttura che si estende attraverso l'intera colonna d'acqua può determinare cambiamenti idrografici come la diminuzione o la possibile scomparsa della stratificazione dovuta a turbolenze locali (Floeter et al., 2017), mediante, ad esempio, un micro *up-welling* di nutrienti che, contemporaneamente, può portare ad una modifica della produzione primaria locale e del flusso di carbonio al benthos nonché il *benthic-pelagic coupling* (Ricci et al., 2021). Generalmente, si ha sempre un riposizionamento dello sforzo di pesca (Bergström et al., 2013, 2014) associato alla costruzione di un nuovo impianto offshore. A tal riguardo, occorre specificare come la struttura dell'impianto eolico, può svolgere una funzione inattesa di rifugio ecologico a tutte le specie, di interesse commerciale o conservazionistico, le quali potrebbero arricchire in biomassa i fondali limitrofi sfruttabili dalla pesca, arrivando a garantire la rinnovabilità della risorsa alieutica (Bailey et al., 2014; Coates et al., 2016). In questo caso, l'esclusione di alcuni o di tutti i segmenti di pesca dall'area potrebbe anche portare, come succede nel caso della costituzione di riserve in cui la pesca è interdetta (Aree Marine Protette, ad esempio), ad un sensibile aumento locale dell'abbondanza di prede disponibili per i predatori di vertice quali gli odontoceti, le tartarughe, i pesci cartilaginei ed alcune altre specie di teleostei (tonno, pesce spada, ricciola, dentice etc.) (*sensu* Lindeboom et al., 2011). Tuttavia, è da tenere sotto controllo un possibile effetto di un aumento della pressione di pesca nelle aree limitrofe il parco eolico offshore a causa della redistribuzione dello sforzo di pesca (Stelzenmüller et al., 2011).

5.2 – Immissione di rumore sottomarino

Sorgenti di rumore in ambiente sottomarino, durante le fasi di costruzione, messa in opera e dismissione di un impianto eolico, sono da ricercare nella mobilitazione di mezzi nautici, battitura dei pali (*pile driving*), preparazione del fondale e posa dei cavi, di corpi morti, catenarie e ancoraggi per le strutture galleggianti nonché nel funzionamento dei rotor (i.e., Tougaard et al., 2020; Mooney et al., 2020; Maxwell et al., 2022). Tra le specie target dello stress acustico, i cetacei sono considerati prioritari sia per l'utilizzo "bio-ecologico" che fanno del suono sia per la loro condizione di vulnerabilità agli impatti antropici che contribuisce a identificarli quali specie indicatrici e sentinella dello stato di salute degli ecosistemi (Bossart et al., 2011; Southall et al., 2007, 2009 e 2019; Ellison et al., 2012; Farcas et

al., 2016; Dunlop et al., 2017; Faulkner et al., 2018). Pertanto, sebbene le tartarughe marine siano al pari dei cetacei, specie sentinella e bioindicatrici il loro range uditivo e l'utilizzo "biologico" del suono è ridotto rispetto a quello delle diverse specie di cetacei. Per questa ragione saranno trattati solo gli aspetti legati all'acustica della cetofauna per una valutazione complessiva del disturbo generato dalla costruzione di un impianto eolico offshore.

5.2.1 - Descrizione delle caratteristiche acustiche dei cetacei e delle soglie di sensibilità al rumore

I cetacei, suddivisi in odontoceti e mysticeti, comunicano, navigano, si orientano e individuano le prede grazie al suono emettendo suoni in specifici range di frequenza utilizzando dei canali comunicativi specie-specifici in cui viaggiano le informazioni. Il range delle frequenze utilizzate per comunicare è pertanto, estremamente variabile risultando comprensivo di suoni a bassa frequenza, a partire dai 10 Hz, fino a suoni ad altissima frequenza oltre i 100 kHz (Au, 2000). In particolare, i mysticeti si sono evoluti ad utilizzare gli infrasuoni con valori di frequenza inferiori a 100 Hz, soprattutto per garantirsi la possibilità di comunicazioni a lunghissima distanza (Watkins et al., 1987). Gli Odontoceti utilizzano invece frequenze che si spingono anche fino agli ultrasuoni intorno ai 200 kHz che permettono comunicazioni a distanze molto inferiore rispetto ai mysticeti (Au, 1993, 2000). Partendo da questi generici presupposti, si comprende come, i segnali sonori dei due taxa si integrino al rumore naturale dell'ambiente formando un insieme acustico complesso (Urick, 1983) (Fig. 5.2.1.A).

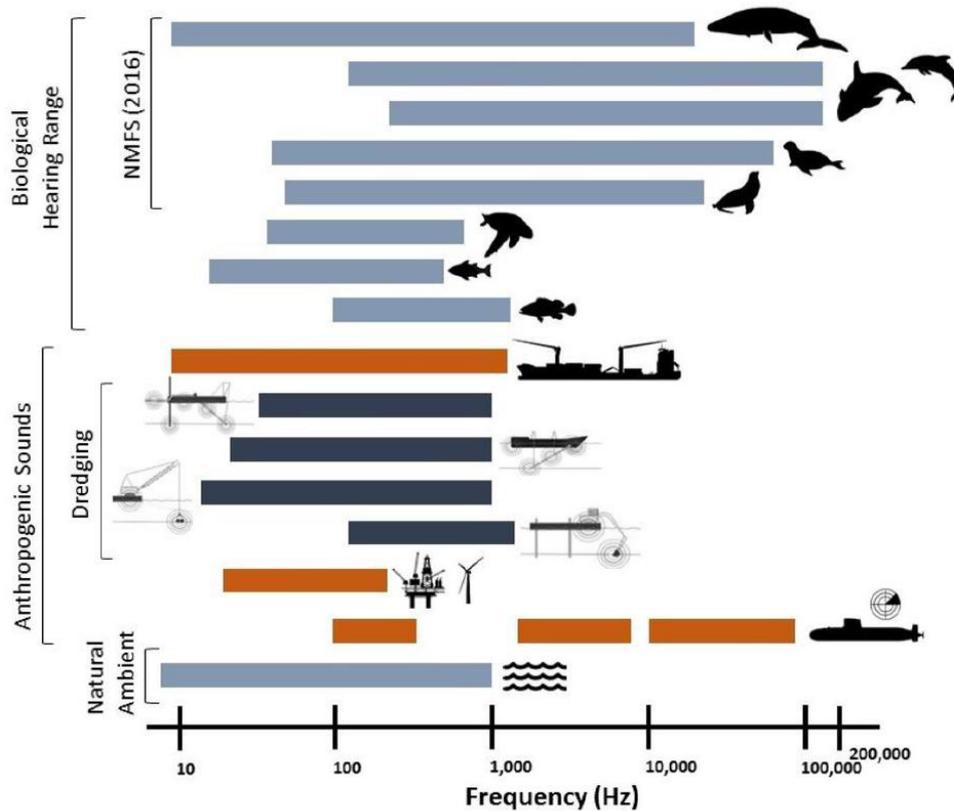


Fig. 5.2.1.A – Frequenze di emissione di Odontoceti e Mysticeti e loro sovrapposizione con le frequenze delle maggiori fonti di rumore antropico e naturale (tratta da McQueen et al., 2018).

Sfortunatamente il contributo crescente del rumore sottomarino di origine antropica può cambiare anche significativamente questo pattern generale determinando profondi impatti sulla loro vita e sullo stato di conservazione delle specie (Richardson et al., 1995, 2005; Richardson e Wursig; 1997; Hawkins e Popper, 2016; McQueen et al., 2018; Thomsen et al., 2021). Il rumore sottomarino può avere una varietà di effetti sugli organismi marini che possono essere concettualizzati come zone di influenza sovrapposte rispetto a una sorgente sonora (Fig. 5.2.1.B). Questo modello semplificato presuppone che gli effetti siano correlati al livello sonoro ricevuto, il quale a sua volta dipende dalla distanza tra la sorgente sonora e l'organismo potenzialmente investito da tale impulso. Si distinguono effetti fisici e/o fisiologici, letali e non letali. Si può rilevare una perdita permanente dell'udito, fino allo spostamento permanente/temporaneo della soglia di udibilità (*Permanent Threshold Shift*, PTS e *Temporary Threshold Shift*, TTS) e si possono registrare variazioni comportamentali (*Behavioural Threshold Shift*, BTS) quali l'allontanamento degli organismi dall'area o il mascheramento dei loro segnali di comunicazione e orientamento (Evans et al., 1996; Jasny

et al., 2005; Clark et al. 2009; Southall et al., 2019, 2021; Cholewiak et al. 2018; Thomsen et al., 2021). Più tragicamente, la morte dell'organismo può essere immediata sotto l'azione dell'impulso sonoro o anche ritardata quando sono stati inferti danni ai tessuti o agli organi che generano un collasso progressivo delle condizioni individuali.

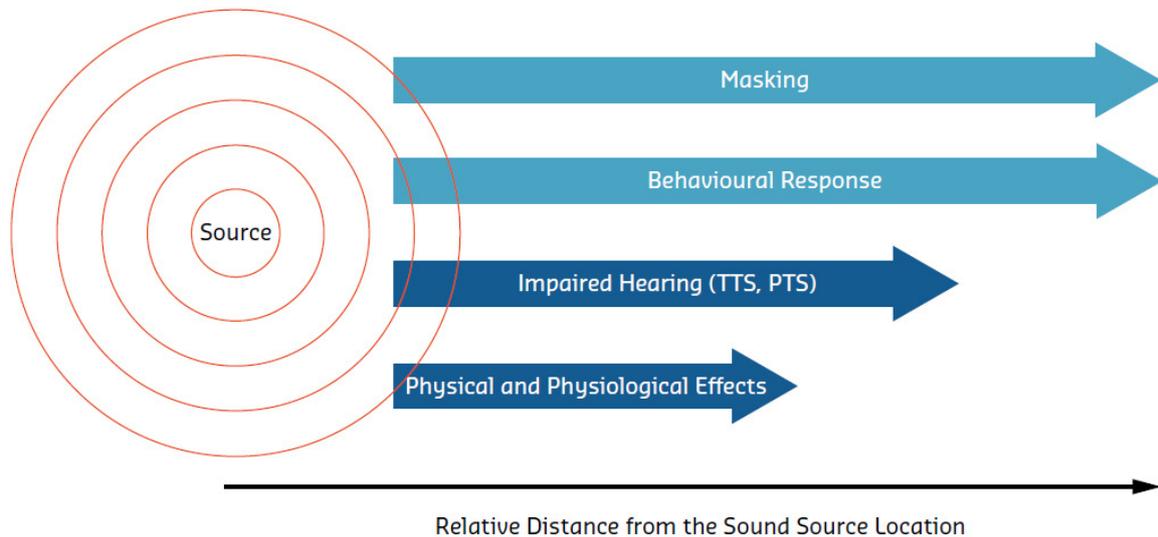


Fig. 5.2.1.B - Potenziali effetti del rumore antropico sui cetacei in relazione alla distanza dalla sorgente (tratto da Thomsen et al., 2021). TTS = *Temporary Threshold Shift* and PTS = *Permanent Threshold Shift*.

Il rumore antropico può, inoltre, influenzare l'udibilità di un suono provocando uno spostamento della soglia uditiva nelle diverse specie. L'udibilità di un suono è limitata dalla soglia di rilevamento dell'animale e può essere mascherata al di sotto dei livelli di rumore ambientale (Wartzok e Ketten, 1999; Hawkins, e Popper, 2016) (Fig. 5.2.1.C-D). Gli spostamenti di soglia uditiva sono stati dimostrati anche in altri vertebrati, tra cui pesci, rettili, uccelli (Ward et al., 1958; Saunders e Dooling, 1974; Popper e Clarke, 1976; Mulroy, 1986). A tal proposito, Southall et al. (2021 e letteratura revisionata all'interno) riportano i valori soglia del rumore oltre i quali si possono verificare effetti negativi sui differenti mammiferi marini *free ranging* in relazione alla tipologia di sorgente sonora, alla risposta comportamentale dei singoli individui o dei *pod* ed alle caratteristiche proprie degli apparati uditivi delle diverse specie marine, classificandoli in cetacei a bassa (LF), alta (HF) e

frequenza molto alta (VHF) secondo quanto riportato in Southall et al. (2019) che aggiorna la classificazione riportata in Southall et al. (2007) (Tab. 5.2.1.a).

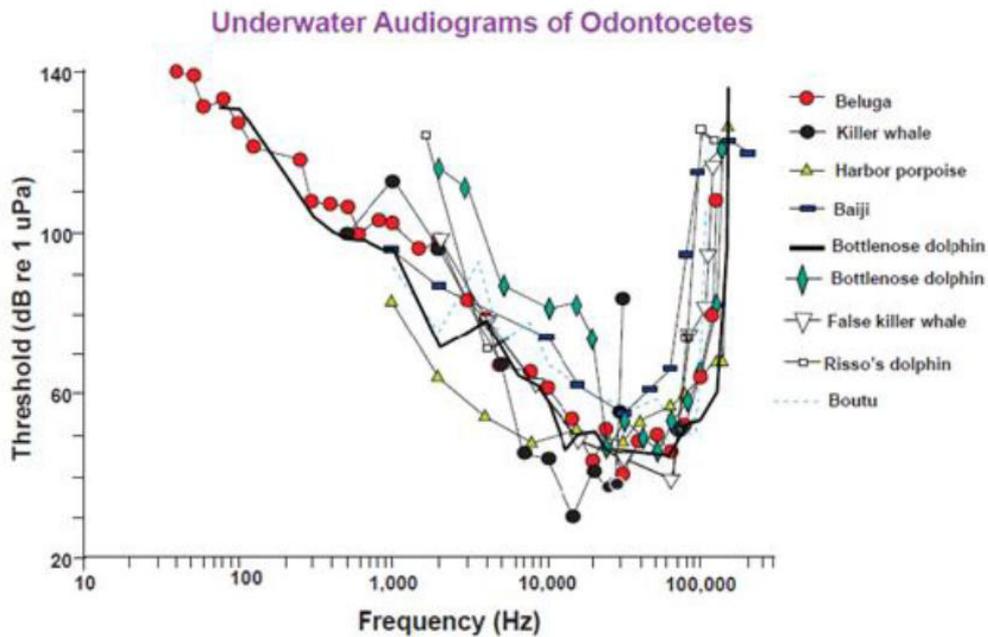


Fig. 5.2.1.C - Audiogrammi di varie specie di mammiferi marini che illustrano la sensibilità uditiva (soglia) in funzione della frequenza del suono. I punti più bassi sul grafico illustrano una maggiore sensibilità (cioè, l'animale testato potrebbe rilevare suoni di livello inferiore alla frequenza indicata) (tratto da Wartzok e Ketten, 1999).

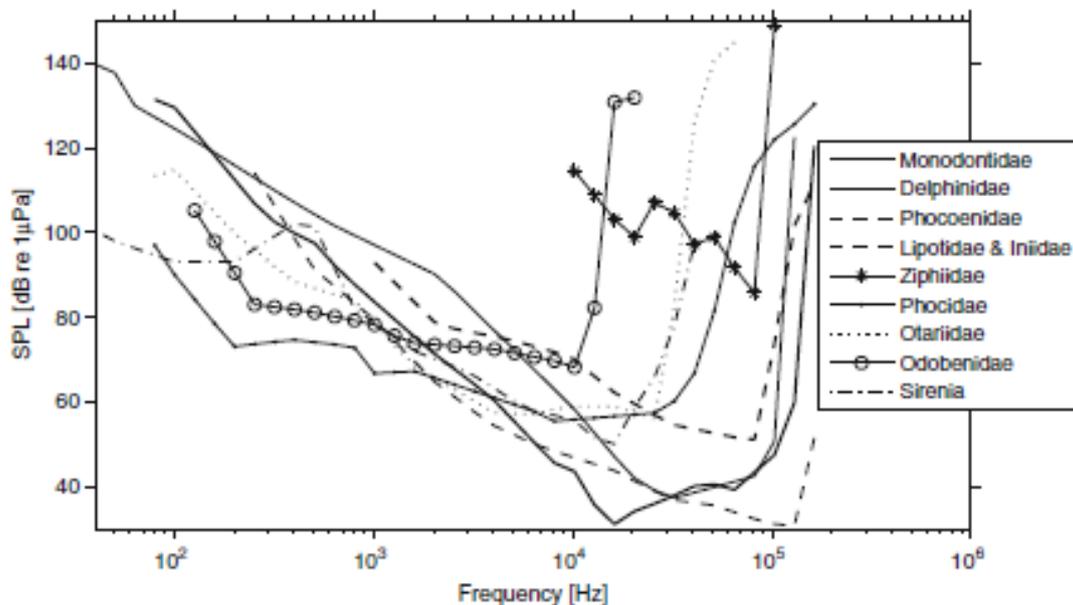


Fig. 5.2.1.D – Audiogrammi di alcune famiglie di mammiferi marini (tratto da Hawkins, e Popper, 2016).

Tab. 5.2.1.a - Gruppi funzionali dell'udito dei mammiferi marini. Comparazione tra la precedente classificazione proposta da Southall et al, (2007) e adottata da Borsani e Farchi (2011) e la più recente proposta in Southall et al (2019).

Southall et al., 2007			Southall et al., 2019		
Functional hearing group	Estimated auditory bandwidth	Genera represented (Number species/subspecies)	Marine mammal hearing group	Auditory weighting function	Genera (or species) included
Low-frequency cetaceans	7 Hz to 22 kHz	<i>Balaena</i> , <i>Caperea</i> , <i>Eschrichtius</i> , <i>Megaptera</i> , <i>Balaenoptera</i> (13 species/subspecies)	Low-frequency cetaceans	LF	Balaenidae (<i>Balaena</i> , <i>Eubalaenidae</i> spp.); Balaenopteridae (<i>Balaenoptera physalus</i> , <i>B. musculus</i>)
Mid-frequency cetaceans	150 Hz to 160 kHz	<i>Steno</i> , <i>Sousa</i> , <i>Sotalia</i> , <i>Tursiops</i> , <i>Stenella</i> , <i>Delphinus</i> , <i>Lagenodelphis</i> , <i>Lagenorhynchus</i> , <i>Lissodelphis</i> , <i>Grampus</i> , <i>Peponocephala</i> , <i>Feresa</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Orcinus</i> , <i>Globicephala</i> , <i>Orcaella</i> , <i>Physeter</i> , <i>Delphinapterus</i> , <i>Monodon</i> , <i>Ziphius</i> , <i>Berardius</i> , <i>Tasmacetus</i> , <i>Hyperoodon</i> , <i>Mesoplodon</i> (57 species/subspecies)	High-frequency cetaceans	HF	Physeteridae (<i>Physeter</i>); Ziphiidae (<i>Berardius</i> spp., <i>Hyperoodon</i> spp., <i>Indopacetus</i> , <i>Mesoplodon</i> spp., <i>Tasmacetus</i> , <i>Ziphius</i>); Delphinidae (<i>Orcinus</i>) Delphinidae (<i>Delphinus</i> , <i>Feresa</i> , <i>Globicephala</i> spp., <i>Grampus</i> , <i>Lagenodelphis</i> , <i>Lagenorhynchus</i> acutus, <i>L. albirostris</i> , <i>L. obliquidens</i> , <i>L. obscurus</i> , <i>Lissodelphis</i> spp., <i>Orcaella</i> spp., <i>Peponocephala</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Sotalia</i> spp., <i>Sousa</i> spp., <i>Stenella</i> spp., <i>Steno</i> , <i>Tursiops</i> spp.); Montodontidae (<i>Delphinapterus</i> , <i>Monodon</i>); Plantanistidae (<i>Plantanista</i>)
High-frequency cetaceans	200 Hz to 180 kHz	<i>Phocoena</i> , <i>Neophocaena</i> , <i>Phocoenoides</i> , <i>Platanista</i> , <i>Inia</i> , <i>Kogia</i> , <i>Lipotes</i> , <i>Pontoporia</i> , <i>Cephalorhynchus</i> (20 species/subspecies)	Very high-frequency cetaceans	VHF	Delphinidae (<i>Cephalorhynchus</i> spp., <i>Lagenorhynchus cruciger</i> , <i>L. australis</i>); Phocoenidae (<i>Neophocaena</i> spp., <i>Phocoena</i> spp., <i>Phocoenoides</i>); Iniidae (<i>Inia</i>); Kogiidae (<i>Kogia</i>); Lipotidae (<i>Lipotes</i>); Pontoporiidae (<i>Pontoporia</i>)
Pinnipeds in water	75 Hz to 75 kHz	<i>Arctocephalus</i> , <i>Callorhinus</i> , <i>Zalophus</i> , <i>Eumetopias</i> , <i>Neophoca</i> , <i>Phocarcetos</i> , <i>Otaria</i> , <i>Erignathus</i> , <i>Phoca</i> , <i>Pusa</i> , <i>Halichoerus</i> , <i>Histiophoca</i> , <i>Pagophilus</i> , <i>Cystophora</i> , <i>Monachus</i> , <i>Mirounga</i> , <i>Leptonychotes</i> , <i>Ommatophoca</i> , <i>Lobodon</i> , <i>Hydrurga</i> , and <i>Odobenus</i> (41 species/subspecies)	Sirenians	SI	Trichechidae (<i>Trichechus</i> spp.); Dugongidae (<i>Dugong</i>)
Pinnipeds in air	75 Hz to 30 kHz	Same species as pinnipeds in water (41 species/subspecies)	Phocid carnivores in water	PCW	Phocidae (<i>Cystophora</i> , <i>Erignathus</i> , <i>Halichoerus</i> , <i>Histiophoca</i> , <i>Hydrurga</i> , <i>Leptonychotes</i> , <i>Lobodon</i> , <i>Mirounga</i> spp., <i>Monachus</i> , <i>Neomonachus</i> , <i>Ommatophoca</i> , <i>Pagophilus</i> , <i>Phoca</i> spp., <i>Pusa</i> spp.)
			Phocid carnivores in air	PCA	
			Other marine carnivores in water	OCW	Odobenidae (<i>Odobenus</i>); Otariidae (<i>Arctocephalus</i> spp., <i>Callorhinus</i> , <i>Eumetopias</i> , <i>Neophoca</i> , <i>Otaria</i> , <i>Phocarcetos</i> , <i>Zalophus</i> spp.); Ursidae (<i>Ursus maritimus</i>); Mustelidae (<i>Enhydra</i> , <i>Lontra felina</i>)
			Other marine carnivores in air	OCA	

Inoltre, Southall et al. (2007, 2019, 2021) e Finneran et al. (2016) hanno definito le soglie di esposizione oltre le quali i cetacei a bassa (LF), alta (HF) e frequenza molto alta (VHF) manifestano la riduzione permanente (PTS) o temporanea (TTS) della sensibilità uditiva (Tab. 5.2.1.b) nonché disturbi comportamentali (Tab. 5.1.2.c). Come evidenziato in Tab. 5.2.1.b le soglie oltre le quali si manifestano TTS/PTS variano in funzione delle sorgenti rumorose che sono classificabili in suoni impulsivi (a singolo impulso o ad impulsi multipli) o continui (Tab. 5.2.1.d) (Southall et al., 2007). In realtà, a causa della rifrazione, dell'assorbimento e della dispersione, la propagazione del suono subacqueo a lunga distanza attenua le alte frequenze più delle basse frequenze, facendo sì che alcuni suoni, classificati come impulsivi alla sorgente, possano diventare continui a distanza notevole dalla stessa (Martin et al., 2017, 2020). Conseguentemente poiché i suoni non impulsivi e impulsivi hanno soglie diverse all'interno delle normative per proteggere l'udito dei mammiferi marini, sarebbe molto importante disporre di una metrica oggettiva che misuri l'impulsività dei suoni. Sfortunatamente, al momento non ci sono parametri concordati per

una delimitazione quantitativa del suono da impulsivo a continuo, pertanto, la distinzione tra le tipologie di suoni è effettuata in base alla loro sorgente. Ad oggi, le sorgenti di suoni antropici impulsivi sono le esplosioni, utilizzate per demolire strutture offshore o per brillamento di ordigni bellici, gli *array* di *airgun* usati nelle prospezioni geosismiche, il *pile-driving* per la costruzione di infrastrutture infisse nel substrato. A queste sorgenti si aggiungono i sonar utilizzati nelle operazioni militari, comprendenti sia quelli a bassa e media frequenza (*Low- and Medium Frequency Active Sonar*, LFAS and MFAS) sia quelli ad alta frequenza utilizzati a fini civili, per attività di pesca o di ricerca. Tra questi ultimi si includono i *side scan sonar* a *single-beam* o *multibeam*, gli ecoscandagli e i deterrenti acustici (ADD) o *pingers* utilizzati per dissuadere i mammiferi marini dall'avvicinarsi ad attrezzi da pesca fissi o agli impianti di acquacoltura (Fig. 5.2.1.E). Gli ADD non sono facilmente classificabili come sorgenti impulsive o continue. Sono considerati impulsivi se operano con un *duty cycle* basso, cioè quando la durata per la quale il suono è attivo è breve rispetto alla durata per la quale il suono è inattivo. Se funzionano con un *duty cycle* elevato (cioè la durata per la quale il suono è attivo è lunga rispetto alla durata per la quale il suono è inattivo), sono considerati continui (vedi Dekeling et al., 2014).

Le imbarcazioni in navigazione, le piattaforme di estrazione offshore così come le turbine eoliche di un campo offshore sono considerate sorgenti di rumore antropico continuo. A seconda di tipologia, stazza e modalità operative possono generare rumori differenti. In particolare, in ambienti poco rumorosi il rumore delle singole turbine può sovrapporsi e portare a livelli di rumore elevati almeno all'interno dell'area del parco eolico e nelle sue immediate vicinanze.

Tab. 5.2.1.b - Soglie TTS/PTS per i mammiferi marini suddivisi in classi di frequenza (Southall et al., 2019).

Marine mammal hearing group	Non-impulsive		Impulsive			
	TTS Threshold	PTS Threshold	TTS Threshold		PTS Threshold	
	TTS onset: SEL (weighted)	PTS onset: SEL (weighted)	TTS onset: SEL (weighted)	TTS onset: Peak SPL (unweighted)	PTS onset: SEL (weighted)	PTS onset: Peak SPL (unweighted)
LF	179	199	168	213	183	219
HF	178	198	170	224	185	230
VHF	153	173	140	196	155	202

Tab. 5.2.1.c – Valori soglia per sorgenti sonore di rumore impulsivo e continuo capaci di causare le prime significative risposte comportamentali (BTS) nei cetacei. Sono riportati in tabella i valori indicati in Borsani e Farchi (2011) modificato da Southall et al. (2007).

Borsani e Farchi (2011)
Valori soglia per Impulsi singoli (tipo battipali):
Sound exposure levels SEL: 183 dB re: 1 μ Pa ² -s
Valori soglia per Impulsi multipli (tipo survey geosismici):
Cetacei bassa frequenza: 120 dB re: 1 μ Pa RL (RMS/pulse duration)
Cetacei media frequenza: 90-180 dB re: 1 μ Pa RL (RMS/pulse duration)
Valori soglia per rumori non impulsivi (tipo perforazione, navi etc):
Cetacei bassa frequenza: 100-110 dB re: 1 μ Pa RMS SPL
Cetacei media frequenza: 110-120 dB re: 1 μ Pa RMS SPL
Cetacei alta frequenza: 140-150 dB re: 1 μ Pa RMS SPL
ACCOBAMS (2013)
SPL o Lp di 120 dB re 1 μ Pa non ponderato, identica per tutti i gruppi uditivi dei mammiferi marini

Tab. 5.2.1.d - Tipi di suono, caratteristiche acustiche ed esempi di sorgenti sonore di origine antropica. Da notare che queste tipologie di suono sono così classificate in funzione delle loro caratteristiche alla sorgente. In alcune condizioni e a distanza dalla sorgente, i suoni classificati come impulsivi possono perdere questa caratteristica (Southall et al., 2007).

Sound type	Acoustic characteristics (at source)	Examples
Single pulse	Single acoustic event; > 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Single explosion; sonic boom; single airgun, watergun, pile strike, or sparker pulse; single ping of certain sonars, depth sounders, and pingers
Multiple pulses	Multiple discrete acoustic events within 24 h; > 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Serial explosions; sequential airgun, watergun, pile strikes, or sparker pulses; certain active sonar (IMAPS); some depth sounder signals
Nonpulses	Single or multiple discrete acoustic events within 24 h; < 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Vessel/aircraft passes; drilling; many construction or other industrial operations; certain sonar systems (LFA, tactical mid-frequency); acoustic harassment/deterrent devices; acoustic tomography sources (ATOC); some depth sounder signals

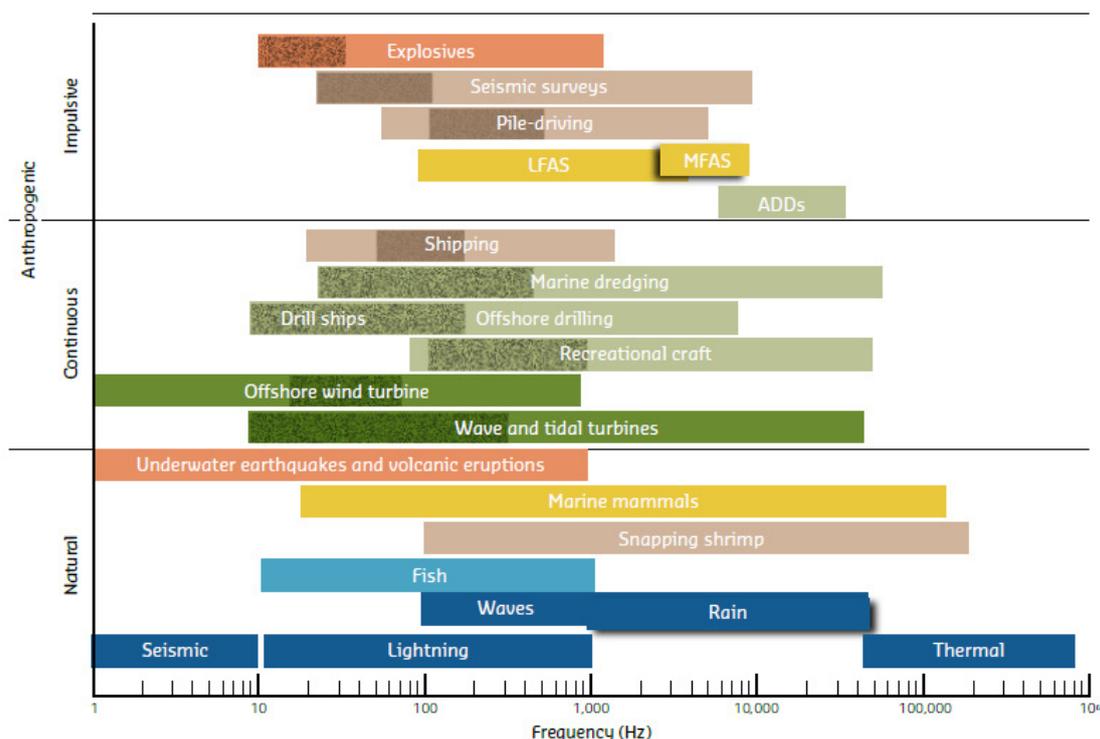


Fig. 5.2.1.E- Frequenze di emissione di sorgenti antropiche, impulsive e continue, e naturali. Le sorgenti sono ordinate in funzione del loro livello di pressione in dB. Pertanto, in arancione quelle con i più alti livelli di pressione, in blu quelle con i livelli più bassi. Le aree di colore più scure rispetto al colore della barra indicano la gamma di frequenze a maggiore energia. MFAS = ecoscandaglio

attivo a media frequenza, LFAS = ecoscandaglio attivo a bassa frequenza, ADD = dispositivo di deterrenza acustica.

5.2.2 – Valutazione degli impatti derivanti dalla costruzione e messa in opera dell'impianto offshore

Allo stato attuale delle conoscenze circa i livelli di sorgente sonora associati alle attività di installazione e messa in opera dell'impianto eolico e alla modellizzazione della propagazione del rumore generato è possibile considerare per la valutazione degli impatti solo due attività: fase di installazione, comprendente ormeggio e ancoraggio degli aerogeneratori, e l'operatività regolare dell'impianto durante l'esercizio. Dato che non sono state ancora definite sia la tipologia di impianto che la configurazione con cui esso verrà ormeggiato e ancorato si considereranno quale riferimento i valori limite per le sorgenti di rumore continuo (Tab. 5.2.1.a) che sono più cautelativi rispetto ai valori SPL riportati per le sorgenti di rumore impulsivo.

Sulla base delle informazioni bibliografiche relative alla presenza e distribuzione della cetofauna nell'area di realizzazione dell'impianto e alle loro caratteristiche uditive (Southall et al. 2007; 2019; Finneran et al., 2016) è possibile asserire che nell'area di intervento sono abitualmente presenti cetacei a bassa e alta frequenza con banda uditiva stimata, rispettivamente, tra i 7 Hz e 22kHz e tra 150 Hz e 160 kHz (Tab. 5.2.1.a). Inoltre, dalle conoscenze sulla presenza di attività antropiche nell'area di interesse è possibile affermare che il rumore di fondo nell'area è prevalentemente relativo al traffico navale associato alle attività di trasporto merci, passeggeri ed alla pesca per via delle numerose rotte di collegamento con il porto di Bari ed è stimato mediamente pari a livelli di picco di 121 dB re 1 μ Pa di SPL. Il traffico marittimo, quindi, nello specifico può provocare disturbi diretti sul comportamento dei cetacei causando cambiamenti a lungo termine nella loro distribuzione spaziale (Bejder et al., 2006; Arcangeli et al., 2016), modifiche più o meno permanenti dei comportamenti (Richardson et al., 1995; Hudnall 1978; Baker e Herman, 1989), o lesioni fisiche dell'apparato uditivo interno. Tali lesioni possono essere di diversa entità da lievi, come i cambiamenti fisiologici (91,2%), comportamenti elusivi, spostamenti/migrazione degli individui (83.9%), a gravi, fino anche a determinare la perdita dell'udito (Erbe, 2002; Duarte et al., 2021) (Fig. 5.2.2.A). Tuttavia, sembra che i cetacei riescano a tollerare il rumore prodotto dalle navi tra 10 e i 1000 Hz (Wenz, 1962) e che abbiano la capacità di adattarsi in uno scenario di inquinamento acustico, almeno in parte, incrementando l'intensità dei segnali, cambiando la frequenza delle loro vocalizzazioni per

riuscire a comunicare (*Lombardo cocktail party effect*) (Holt et al., 2009; Hotchkin et al, 2013), modificando i segnali in relazione alla durata del rumore incrementando o decrementando parametri specie-specifici frequenza (Papale et al., 2015, van Ginkel et al., 2017) o semplificando i segnali comunicativi (Fouda et al., 2018).

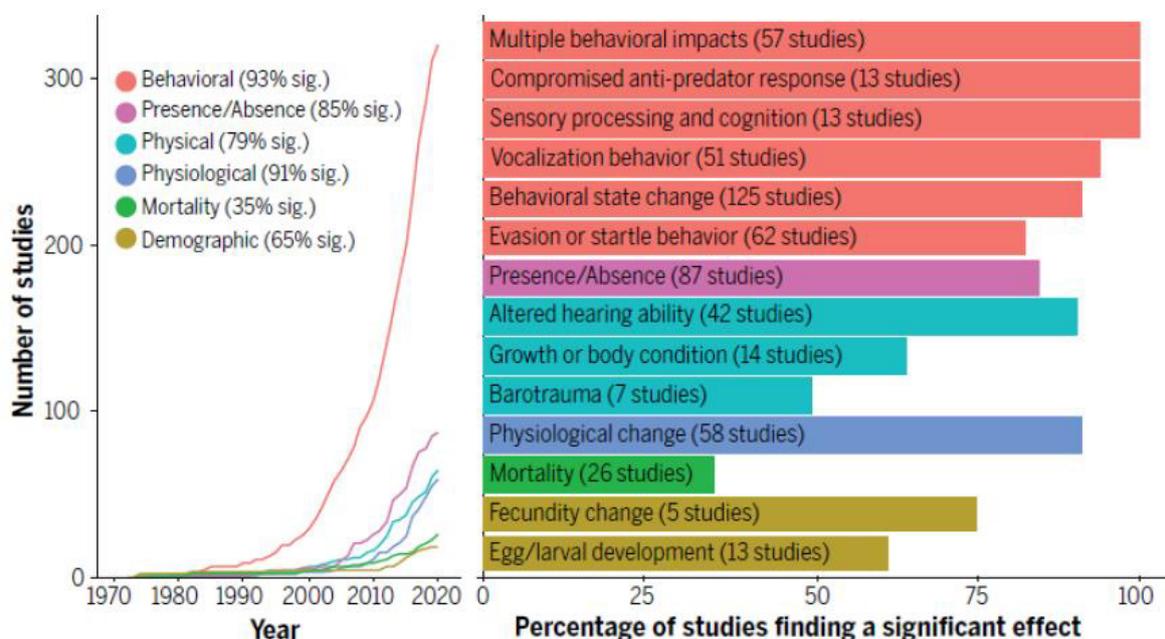


Fig. 5.2.2.A- Sintesi degli effetti negativi dell'inquinamento acustico sugli animali marini riportati in letteratura (Duarte et al., 2021).

Considerato la temporaneità del cantiere e l'estensione limitata dell'area di intervento, tuttavia, si presuppone che i mezzi da impiegare per la realizzazione del parco eolico offshore non incideranno di molto rispetto al numero delle imbarcazioni che già transitano nell'area di studio. Pertanto, probabilmente questo valore non muterà allorché le imbarcazioni di servizio alla fase di installazione procederanno allo svolgimento della loro operatività.

Ulteriori impatti da considerare in fase di installazione sono relativi alla posa di ormeggi e catenarie che tengano le strutture galleggianti sulle quali verranno posti gli aerogeneratori. Secondo i dati derivanti dalla modellizzazione della generazione e propagazione del rumore in questa fase, riportati in Tab. 5.2.2.a-b, eventi di TTS e PTS potranno essere osservati, rispettivamente, entro i 5 km circa ed i 135 m dalla sorgente per i cetacei a bassa frequenza.

Contrariamente, potranno registrarsi fenomeni di TTS per i cetacei ad alta frequenza entro i 125 m circa, risultando altamente improbabili eventi di PTS per cui non si raggiungono i valori soglia. Disturbi comportamentali in questa fase potranno essere osservati fino a poco meno di 40 km dalla sorgente per L_p di 120 dB re 1 μ Pa, soglia di eccedenza per tutti i gruppi uditivi secondo ACCOBAMS (2013), nonché fino a 115 km circa dalla sorgente per cetacei a bassa ed alta frequenza secondo i valori soglia indicati in Borsani e Farchi (2011) (L_p di 110-100 dB re 1 μ Pa). Sebbene queste risultanze possano destare preoccupazione la fase di installazione sarà ristretta ad un breve arco temporale che richiederà l'implementazione di misure di mitigazione quali ad esempio un *soft-start* delle attività e presenza di *Marine Mammals Observers* (MMO) che permetteranno di ridurre e mitigare i potenziali disturbi comportamentali sulle specie. Inoltre, la minor frequenza di avvistamento di cetacei a bassa frequenza (balenottera comune) nell'area e la localizzazione dell'impianto a profondità inferiori a quella preferenziale per le balenottere rende il quadro complessivo meno preoccupante.

In fase di operatività dell'impianto, dovrà essere contemplata la possibilità di registrare eventi di TTS entro i 280 m dalla sorgente per i cetacei a bassa frequenza mentre non saranno raggiunti i valori soglia né per eventi di PTS di tutti i gruppi uditivi né di TTS per i cetacei ad alta frequenza. Per i disturbi comportamentali l'area di rischio si riduce drasticamente rispetto alla fase di costruzione passando a soli 600 m dalla sorgente per L_p di 120 dB re 1 μ Pa e, ad 800 m per gli odontoceti (per L_p di 110 dB re 1 μ Pa) e a 5,5 km circa per i mysticeti (per L_p di 100 dB re 1 μ Pa). Rispetto ai singoli aerogeneratori sono da escludere gli effetti PTS e TTS mentre per i disturbi comportamentali gli effetti si riducono drasticamente oltre i 500 m per L_p 120 e non superano i 2 km circa per i mysticeti (per L_p di 110 dB re 1 μ Pa).

Tab. 5.2.2.a - Distanze corrispondenti alle soglie di PTS e TTS per i diversi gruppi uditivi di mammiferi marini. Il simbolo '-' indica che la soglia non viene raggiunta.

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

SEL ponderato (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)			Costruzione - Perforazione		Operazione - Sito 1		Operazione - Sito 2		Operazione - parco eolico	
			R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)
Cetacei LF	PTS	199	0.134	0.134	-	-	-	-	-	-
	TTS	179	5.33	4.85	-	-	-	-	0.028	0.022
Cetacei HF o (MF in Borsani and Farchi 2011)	PTS	198	-	-	-	-	-	-	-	-
	TTS	178	0.128	0.128	-	-	-	-	-	-
Pinnipedi in acqua	PTS	201	0.04	0.04	-	-	-	-	-	-
	TTS	181	0.753	0.715	-	-	-	-	0.022	0.019

¹: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale per tutti i gruppi uditivi esposti a rumore continuo secondo ACCOBAMS (2013).

²: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale dei cetacei di alta frequenza (riferita come media frequenza in (Borsani and Farchi 2011)).

³: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale dei cetacei di bassa frequenza (Borsani and Farchi 2011).

Tab. 5.2.2.b - Distanze corrispondenti alle soglie di impatto comportamentale per i diversi gruppi di mammiferi marini. Il simbolo '-' indica che la soglia non viene raggiunta.

Lp non ponderato (dB re 1 μPa)	Costruzione - Perforazione		Operazione - Turbina singola 1		Operazione - Turbina singola 2		Operazione - parco eolico	
	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)	R _{max} (km)	R ₉₅ (km)
170	-	-	-	-	-	-	-	-
160	0.06	0.06	-	-	-	-	-	-
150	0.21	0.21	-	-	-	-	-	-
140	1.25	1.12	-	-	-	-	0.02	0.02
130	6.58	6.16	-	-	-	-	0.03	0.02
120 ¹	37.43	29.38	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.05
110 ²	113.11	95.89	0.29	0.28	0.29	0.28	0.76	0.67
100 ³	113.11	96.15	1.28	1.314	1.21	1.15	5.82	4.718

¹: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale per tutti i gruppi uditivi esposti a rumore continuo secondo ACCOBAMS (2013).

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

- ²: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale dei cetacei di alta frequenza (riferita come media frequenza in (Borsani and Farchi 2011)).
- ³: soglia di eccedenza per il disturbo comportamentale dei cetacei di bassa frequenza (Borsani and Farchi 2011).

5.3 – Generazione di campi elettromagnetici

Altra fonte di impatto derivante dalla costruzione di un impianto eolico offshore come quello in oggetto è data dall'emissione di campi elettromagnetici dai cavi elettrici sottomarini sia in fase di installazione che di operatività dell'impianto.

Diversi studi evidenziano come la magnetoccezione abbia un ruolo importante per l'orientamento e la navigazione di alcune specie terrestri e acquatiche attraverso l'utilizzo del campo magnetico terrestre (Bauer et al., 1985; Wiltschko e Wiltschko 1995; Walker e Dennis, 2005; Wang et al., 2007; Begall et al., 2008; Červený et al., 2011). Pertanto, variazioni sul campo magnetico naturalmente presente in un'area può causare un effetto sullo sviluppo, fisiologia e/o risposte comportamentali in invertebrati e pesci sensibili (Scott et al., 2018; Hutchison et al., 2018; Solé et al., 2022).

In aggiunta, è noto come i segnali magnetici sono un fattore importante per la migrazione delle tartarughe marine ed il loro ritorno ai siti di nidificazioni (*natal beach homing*) (i.e., Lohmann, 1997, Lohmann e Lohmann, 2019). Questo sistema di guida esiste anche nei giovanili di *C. caretta*, in cui i campi magnetici a scala locale funzionano come indicatori di navigazione e inducono cambiamenti nella direzione del nuoto in corrispondenza di confini geografici cruciali. Le tartarughe marine sono in grado di distinguere differenze magnetiche inferiori a 9 μ T (Lohmann et al. 1999, 2001) pertanto, sono molto sensibili alle variazioni dei campi magnetici prodotti. Recenti studi hanno dimostrato che anche i cetacei, estremamente precisi nel percorrere rotte di migrazione anche a lunga distanza, possiedono tale senso (Klinowska, 1988, 1989, 1990; Kirschvink, 1986). Tuttavia, tale senso magnetico può essere interrotto in occasione di oscillazioni anche minime del campo geomagnetico terrestre (Kirschvink 1990; Walker et al., 1992; Vanselow e Ricklefs, 2005; Vanselow et al., 2009). A tal proposito, nello studio di Ferrari (2017) è stata ipotizzata una correlazione tra le date di spiaggiamento dei cetacei con le principali tempeste geomagnetiche che si sono verificate nella magnetosfera terrestre (Fig. 5.3.A).

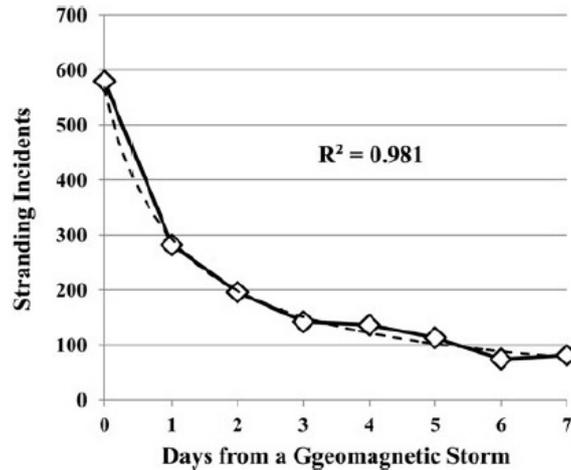


Fig 5.3.A - Correlazione tra i giorni dopo una tempesta geomagnetica e gli spiaggiamenti di cetacei (Ferrari, 2017).

In termini di trasmissione del segnale e di ecologia sensoriale il rumore è inteso come un disturbo che riduce la quantità di informazioni contenute in un segnale ricevuto da parte di qualsiasi tipo di organo sensoriale. Questo disturbo può essere ascritto alla variabilità nella sensibilità del recettore o alla attenuazione del segnale durante la sua trasmissione attraverso il mezzo, fino al mascheramento del segnale dovuto ad interferenze (Dusenbery, 1992). L'evoluzione ha dotato gli animali di una serie di meccanismi per far fronte a questi disturbi nella ricezione di informazioni. Tuttavia, i campi magnetici che sono creati da una corrente elettrica che scorre attraverso cavi conduttori può impedire la corretta percezione del campo geomagnetico (Smith Stegen e Seel, 2013). Sulla base di queste considerazioni è stata avviata una valutazione preventiva dell'influenza potenziale del campo elettromagnetico che si genererà intorno ai cavi elettrici sottomarini necessari alla cablatura verso la sottostazione terrestre collegata all'impianto eolico offshore. Nello specifico i cavi elettrici utilizzati per la realizzazione del parco eolico saranno attraversati, durante il funzionamento delle torri eoliche, da una corrente alternata di circa 800 A e ciascun cavo sarà costituito da tre conduttori posizionati a "trifoglio", elicordati e avvolti a spirale, in cui le correnti elettriche sono sfasate di 120° l'una rispetto all'altra (Fig. 5.3.B).

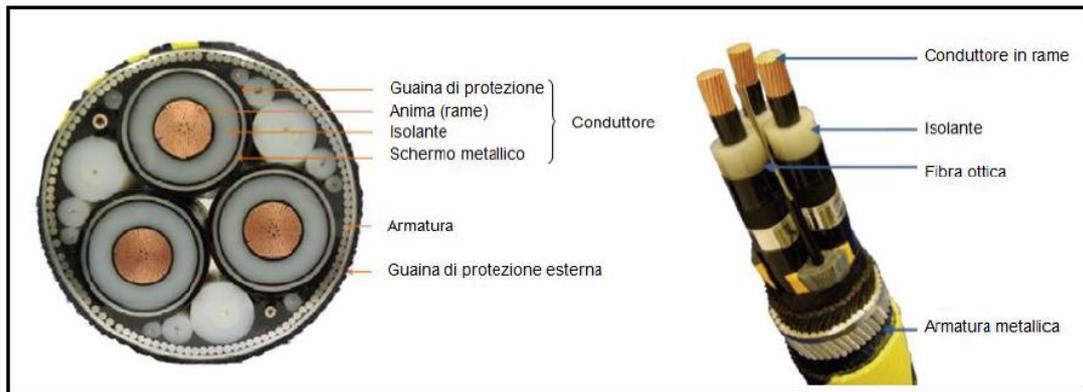


Fig. 5.3.B - Esempio di cavo di connessione.

Pertanto, oltre all'utilizzo di materiale isolante che garantisce una adeguata schermatura i campi elettromagnetici emessi dai singoli cavi si annulleranno reciprocamente. In ultimo, dallo studio dei dati disponibili risulta che l'intensità geomagnetica nell'area del Mediterraneo varia tra i 43 e i 47 μT (Fig. 5.3.C).

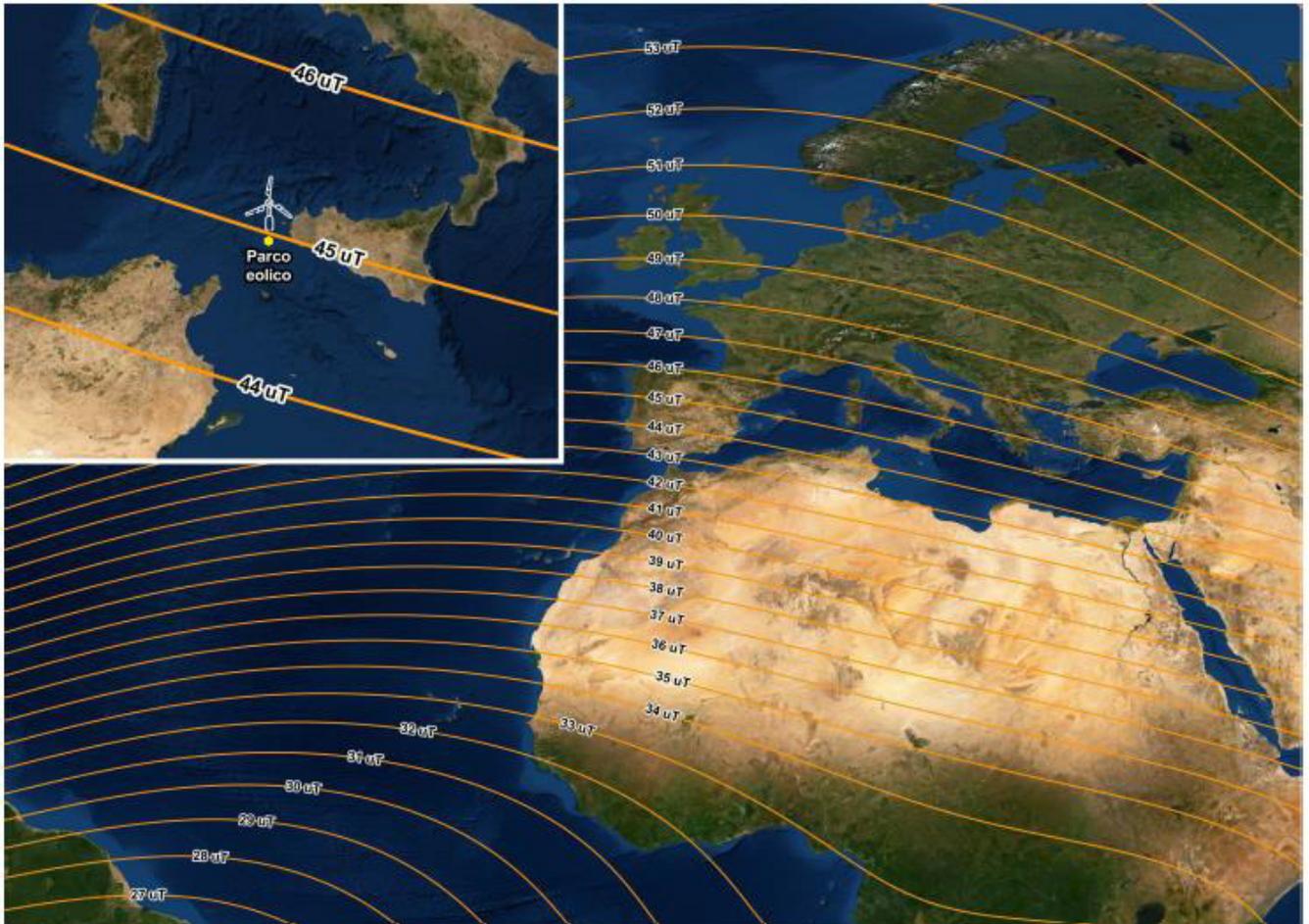


Fig. 5.3.C - Distribuzione delle isolinee dell'intensità significativa del campo geomagnetico (www.noaa.gov).

6. MONITORAGGIO ANTE-OPERAM DELLA MEGAFAUNA (CETACEI E TARTARUGHE MARINE) NELL'AREA DI INTERVENTO

Connesso alla ricerca bibliografica delle informazioni relative alla caratterizzazione dell'area, delle specie particolarmente interessate dai potenziali impatti derivanti dall'opera nonché dalle pressioni già presenti nell'area e alla loro valutazione, è la realizzazione di una campagna di monitoraggio *ante-operam* che permetta di documentare la presenza di specie target preventivamente alla realizzazione del parco eolico. L'area monitorata ha compreso un'area di circa 250 km², all'interno della quale si prevedeva di installare gli aerogeneratori, ed il cavidotto di collegamento (Fig. 6.A). Tuttavia, a conclusione delle attività di monitoraggio, il progetto è stato modificato nella localizzazione degli aerogeneratori e soprattutto del cavidotto. Attualmente il progetto prevede il posizionamento di 74 turbine eoliche dalla potenza di 15 MW ciascuno, per un totale di circa 1100 MW.

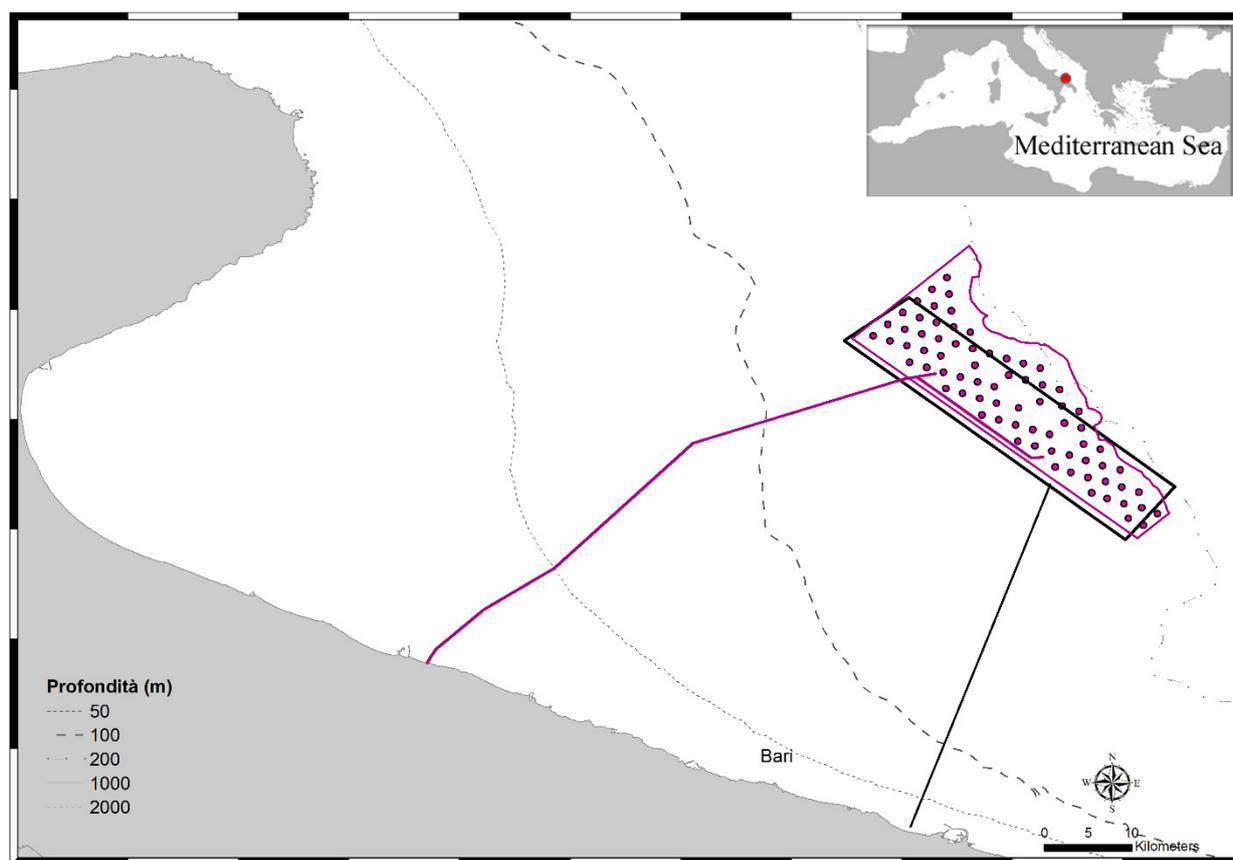


Fig. 6.A – Mappa del layout dell'impianto eolico offshore "Barium Bay". In nero l'area ed il cavidotto di collegamento previste nella fase preliminare di progettazione. In viola, l'attuale configurazione di progetto.

Le attività di monitoraggio sono consistite nella realizzazione di *survey* visivi ed acustici mirati a registrare dati di presenza relativi alla megafauna e avifauna marina (per quest'ultimo caso si rimanda a specifica relazione allegata). I *survey* sono stati effettuati nel periodo compreso tra 06/12/2022 e il 27/05/2023, per un totale di 20 giornate, in condizioni meteo-marine favorevoli (scala Douglas ≤ 3 e Beaufort ≤ 3) utilizzando come piattaforma di rilevamento l'imbarcazione "JokerBoat" della lunghezza F.T. di 8 m, munito di 2 motori Yamaha da 150 cv l'uno (Fig. 6.B).



Fig. 6.B – Imbarcazione utilizzata per le attività di monitoraggio nell'area di intervento per la costruzione del parco eolico offshore "Barium Bay".

Per il monitoraggio della cetofauna e delle tartarughe marine, la tipologia di campionamento adottato è stata quella del *Conventional Distance Sampling* (Buckland et al., 2001, 2004), metodo che permette di stimare l'abbondanza e la densità di popolazioni di animali selvatici attraverso la realizzazione di transetti lineari o puntuali in cui si registrano le distanze perpendicolari degli animali avvistati dal transetto e la numerosità degli individui (Figura 6.C). In particolare, è stato adottato il metodo del *line transect sampling* ubiquitariamente applicato per il monitoraggio dei cetacei e per la stima delle loro popolazioni. Transetti randomici a zig-zag (*equally spaced zig-zag*) sono stati generati ed eseguiti per indagare sia l'area del parco che il tracciato del cavidotto lungo la direttiva verso terra massimizzando lo sforzo nella copertura dell'area. La lunghezza media di ciascun transetto è stata di circa 20 nm. Per svolgere l'attività di monitoraggio, visiva ed acustica,

sono stati impiegati tre operatori certificati MMO/PAM da ACCOBAMS. Due impiegati nella ricerca visiva degli animali in superficie, equipaggiati con binocoli con ingrandimento 8X42 dotati di telemetro e bussola, ed uno nella ricerca acustica attraverso l'utilizzo di idrofono omnidirezionale Colmar GP1190 con sensibilità di -175 ± 5 dB re $1V/\mu Pa$ tra 5 e 170 kHz, e flat response di -171 dB re $1V/\mu Pa$ collegato a una scatola di giunzione integrata con un cavo USB collegato a un computer portatile per la registrazione e l'analisi preliminare dei dati (Fig. 6.D). I dati relativi il posizionamento geografico dei transetti, gli orari di inizio e fine attività di monitoraggio, i dati meteo-marini, l'orario e le coordinate di avvistamento delle specie target nonché il loro comportamento prevalente (se rilevabile) sono state riportate nel *Marine Mammals Recording Form*" (MMRF).

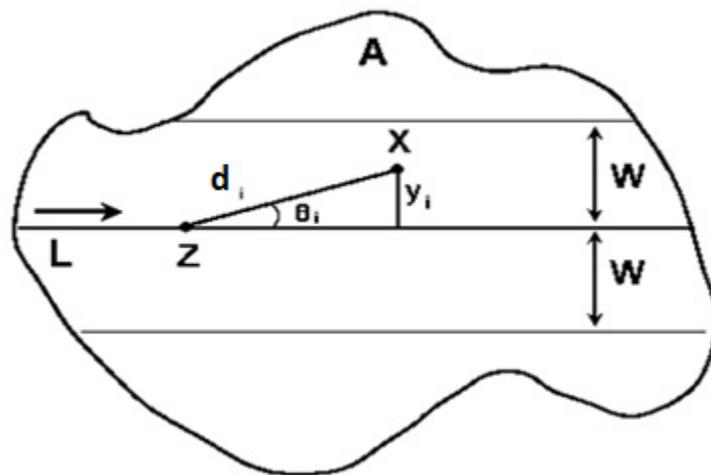


Figura 6.C – Schema riassuntivo del *line transect sampling*, in cui sono riportati l'osservatore (z) che percorre il transetto, l'oggetto rilevato (x) la distanza radiale (d_i), l'angolo (θ_i) e la distanza perpendicolare (y_i) tra l'oggetto ed il transetto percorso.

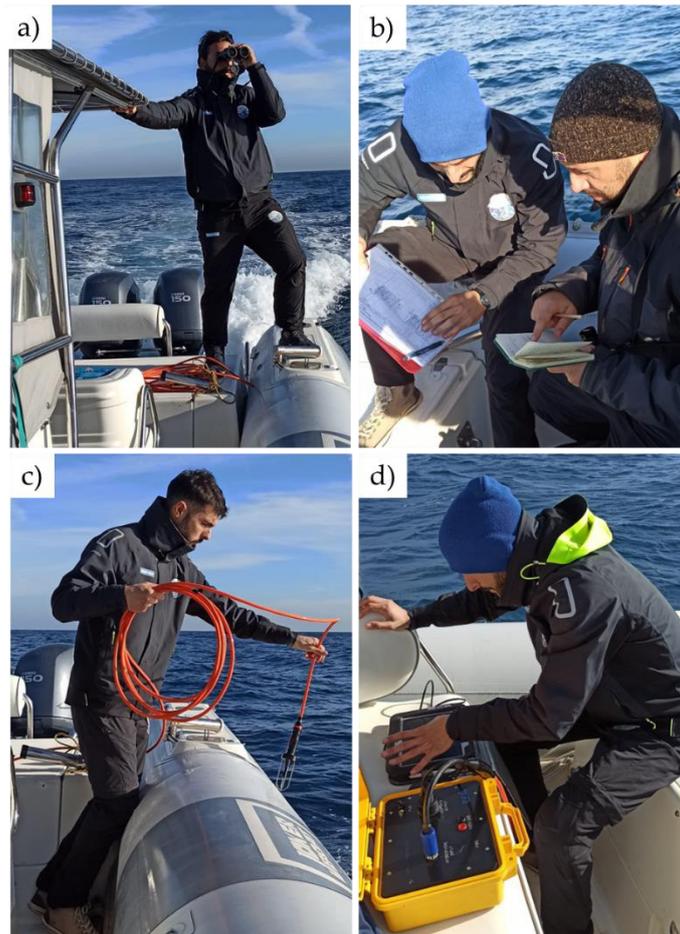


Figura 6.D – Attività di monitoraggio. a) *Survey* visivo; b) Compilazione scheda di avvistamento; c) implementazione del sistema acustico; d) *survey* acustico.

6.1 – Risultati dell'attività di monitoraggio

L'attività svolta dal 06/12/2022 al 27/05/2023, ha visto la realizzazione di 20 *survey* di monitoraggio distribuiti tra la stagione invernale e primaverile. Uno nel mese di dicembre, 4 nel mese di gennaio, 3 nei mesi da febbraio ad aprile e 6 nel mese di maggio (Tab. 6.1.a, Fig. 6.1.A). Nel corso delle attività sono stati registrati 4 avvistamenti di tursiope, 1 di tartaruga comune e 1 avvistamento relativo al pesce luna (*Mola mola*) (Fig. 6.1.B). In merito ai tursiopi in 3 avvistamenti su 4 era presente un cucciolo; in due occasioni il loro comportamento prevalente era di *travelling* in altri due di *feeding*.

Studio preliminare per la valutazione di eventuali impatti nel Parco Eolico offshore "Barium Bay" (aree al largo di Bari, Giovinazzo, Molfetta) su cetacei e tartarughe marine

Tab. 6.1.a – Tabella sinottica delle attività di monitoraggio della megafauna con indicazione del periodo, n. survey, n. avvistamenti effettuati nonché delle specie target avvistate e della profondità di avvistamento.

Mesi	N. survey	N. avvistamenti	Specie target avvistate	Profondità (m)	N. individui
Dicembre 2022	1	1	<i>T. truncatus</i>	163	1
Gennaio 2023	4	-	-	-	
Febbraio 2023	3	1	<i>T. truncatus</i>	150	3
		1	<i>C. caretta</i>	150	1
Marzo 2023	3	-	-	-	
Aprile 2023	3	-	-	-	
Maggio 2023	6	1	<i>T. truncatus</i>	140	3
		1	<i>T. truncatus</i>	130	3

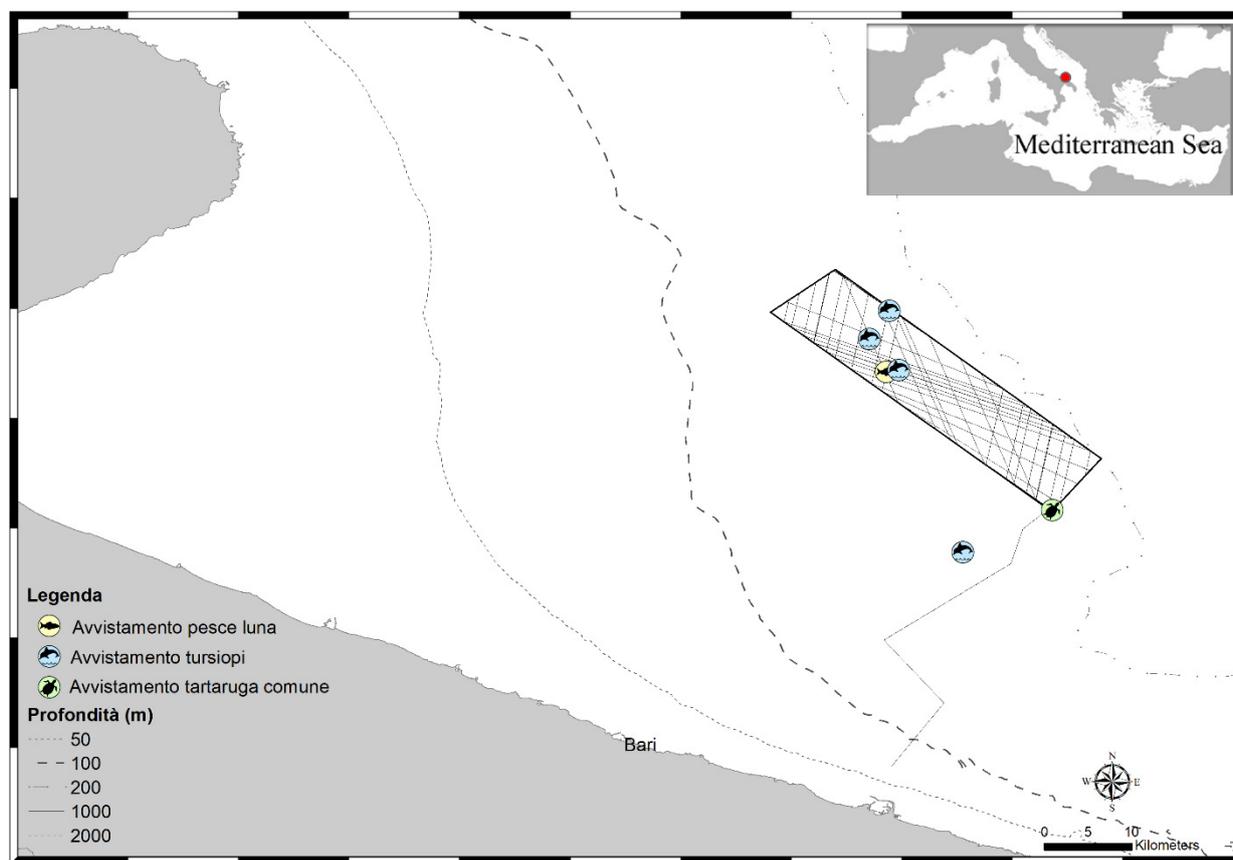


Fig. 6.1.A – Mappa dell'area d'impianto investigata e localizzazione dei transetti e degli avvistamenti effettuati durante il monitoraggio *ante-operam*.



Fig. 6.1.B – Scatti effettuati durante i survey di monitoraggio. Partendo da sinistra sono ritratti individui di tursiope, tartaruga comune e pesce luna.

7. CONCLUSIONI

Sulla base delle informazioni riportate in questo studio, derivanti da bibliografia e monitoraggio in campo, sono evidenti delle potenziali interferenze ed impatti a breve e lungo termine sulla megafauna (cetacei e tartarughe marine) locale. Tuttavia, queste possono essere considerate minime e mitigabili sia in fase di installazione e messa in opera dell'impianto che successivamente, attraverso attività di contenimento e monitoraggio volte alla fondamentale applicazione del principio precauzionale, così come viene sancito nell'art. 301, secondo comma, del D. Lgs. 152/2006, a proposito del monitoraggio dell'inquinamento acustico inteso come *"l'introduzione di rumore nell'ambiente abitativo o nell'ambiente esterno tale da provocare fastidio o disturbo al riposo ed alle attività umane, pericolo per la salute umana, deterioramento degli ecosistemi, (...)"* (art. 2 L. 447/1995),

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

1. Abdallah M.A.M. 2023. Bioaccumulation and biomagnifications of toxic metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea coast, Egypt. *Sci Rep* 13, 7995. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33972-9>
2. ACCOBAMS, 2021a. Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean Sea, Black Sea and Adjacent Areas: An ACCOBAMS Status Report; Notarbartolo di Sciara, G., Tonay, A.M., Eds.; ACCOBAMS: Monaco, Monaco, 160 pp.
3. ACCOBAMS, 2021b. Estimates of abundance and distribution of cetaceans, marine mega-fauna and marine litter in the Mediterranean Sea from 2018-2019 surveys. By Panigada S., Boisseau O., Canadas A., Lambert C., Laran S., McLanaghan R., Moscrop A. Ed. ACCOBAMS - ACCOBAMS Survey Initiative Project, Monaco, 177 pp.
4. Aguilar A., Borrel A., Pastor T., 1999. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management*. 1, 83–116.
5. Aguilar A., Borrell A., 1988. Age- and sex-related changes in organochlorine compound levels in fin whales (*Balaenoptera physalus*) from the eastern North Atlantic. *Marine Environmental Research*. 25, 195–211.
6. Aguilar A., Borrell A., 1994. Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) affected by the 1990–1992 Mediterranean epizootic. *Science of the Total Environment*. 154 (2–3), 237–247.
7. Aïssi M., Arcangeli A., Crosti R., Yahia D., Loussaïef B., Moulins A., Pellegrino G., Rosso M., Tringali L. M., Tepsich P., 2015. Cetacean occurrence and spatial distribution in the central Mediterranean Sea using ferries as platform of observation. *Russian Journal of Marine Biology*. 41(5), 343-350.
8. Angeletti, L.; Taviani, M. Offshore Neopycnodonte oyster reefs in the Mediterranean Sea. *Diversity* 2020, 12, 92.
9. Arcangeli, A., Campana, I., Marini, L., MacLeod, C.D., 2016. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the central Tyrrhenian Sea. *Mar. Ecol.* 37 (2), 269–282. doi: 10.1111/maec.12272

10. Arcangeli, A., Maffucci, F., Atzori, F., Azzolin, M., Campana, I., Carosso, L. et al. (2019). Turtles on the trash track: Loggerhead turtles exposed to floating plastic in the Mediterranean Sea. *Endangered Species Research*, 40, 107–121. <https://doi.org/10.3354/esr00980>
11. Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A. 1997. The Adriatic Sea General Circulation. Part I: Air–Sea Interactions and Water Mass Structure. *Journal of Physical Oceanography*, 27, 1492-1514.
12. Au W.W.L., 1993. *The Sonar of dolphins*, Springer, Berlin-New York.
13. Au W.W.L., 2000. Hearing in Whales and Dolphins: An Overview. In Au, W.W.L., Fay, R.R., Popper, A.N. (eds) *Hearing by Whales and Dolphins*. Springer Handbook of Auditory Research, vol 12. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1150-1_1
14. Azzellino A., Fossi M.C., Gaspari S., Lanfredi C., Lauriano G., Marsili L., Panigada S. Podesta M., 2014. An index based on the biodiversity of cetacean species to assess the environmental status of marine ecosystems. *Mar Environ Res.* 100, 94-111. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.06.003.
15. Bailey H., Brookes K. L., Thompson P. M., 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic biosystems.* 10(1), 1-13.
16. Baker C.S., Herman L.M., 1989. The behavioral responses of summering humpback whales to vessel traffic: experimental and opportunistic observations. Final report of the National Park Service, Alaska Regional Office, Anchorage
17. Baldi G., Furi G., Del Vecchio M., Salvemini P., Vallini C., Angelini V., et al., 2023. Behavioural plasticity in the use of a neritic foraging area by loggerhead sea turtles: insights from 37 years of capture–mark–recapture in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *ICES Journal of Marine Science*, 80 (1), 210–217. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac227>
18. Bauer G.B., Fuller M., Perry A., Dunn J.R., Zoeger J., 1985. Magnetoreception and Biomineralization of Magnetite in Cetaceans. In: Kirschvink J.L., Jones D.S., MacFadden B.J. (eds) *Magnetite Biomineralization and Magnetoreception in Organisms*. Topics in Geobiology, vol 5. Springer, Boston, MA.

19. Bearzi G., 2002. Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean Sea. In: Notarbartolo di Sciara G (ed) *Cetaceans of Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco. 9, 20.
20. Bearzi G., Reeves R.R., Notarbartolo di Sciara G., Politi E., Canadas A., Frantzis A., Mussi B., 2003. Ecology, status, and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*. 33 (3-4), 224–252.
21. Begall S., Burda H., Malkemper E. P., 2014. Magnetoreception in mammals. In *Advances in the Study of Behavior*. Academic Press. 46, 45-88.
22. Begall S., Cervený J., Neef J., Vojtech O., Burda H., 2008. Magnetic alignment in grazing and resting cattle and deer. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105, 13451–13455.
23. Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Gales N., Mann J., Connor R., Heithaus M., Watson-Capps J., Flaherty C., Krützen M., 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*. 20 (6), 1791-1798.
24. Belliere E.N., Esperòn F., Fernànde, A., Arbelo M., Muñoz M.J., Sánchez-Vizcaíno J.M., 2011. Phylogenetic new Cetacean morbillivirus from a short-finned pilot whale stranded in the Canary Islands. *Research in Veterinary Science*. 90, 324–328-
25. Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N. A., and Wilhelmsson, D. 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife – a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9: 12.
26. Bergström, L., Sundqvist, F., and Bergström, U. 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485: 199–210.
27. Berkenhagen, J., Doring, R., Fock, H. O., Kloppmann, M. H. F., Pedersen, S. A., and Schulze, T. 2010. Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. *Marine Policy*, 34: 733–736.

28. Bethoux J. P., 1980. Mean water fluxes across sections in the Mediterranean-Sea, evaluated on the basis of water and salt budgets and of observed salinities. *Oceanologica Acta*. 3(1), 79-88.
29. Boehlert G.W., Gill A.B., 2010. Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography*. 23,68–81.
30. Bogmans C., 2019. Falling costs make wind, solar more affordable. International monetary fund blog.
31. Borrell A., 1993. PCB and DDT in blubber of cetaceans from the northeastern North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*. 26, 146–151.
32. Boutiba Z., 1992. Les mammifères marins d'Algérie statut, Répartition, Biologie et Ecologie. Doctoral Thesis, University of Oran, 575 pp.
33. Bracchi, V.A.; Savini, A.; Marchese, F.; Palamara, S.; Basso, D.; Corselli, C. Coralligenous habitat in the Mediterranean Sea: A geomorphological description from remote data. *Ital. J. Geosci.* 2015, 134, 32–40.
34. Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K., and Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421, 205–216.
35. Brandt, M. J., Dragon, A. C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. et al. 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596: 213–232.
36. Breton S.P., Moe G., 2009. Status plans and technologies for offshore wind turbines in Europe and North America. *Renew Energy*. 34,646–654.
37. Buckland ST, Anderson D, Burnham K, Laake J, Thomas L, Borchers D. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
38. Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. 2004. Advanced distance sampling. Oxford University Press, London
39. Budetta G. C., 2010. Termodinamica, campi quantici e funzioni mentali. *ARCHEOMEDIA*, 00, 1-70.

40. Buljan, M., and M. Zore-Armanda, Oceanographical properties of the Adriatic Sea, 1976, Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 14, 11-98.
41. Camiñas, J.A.; Kaska, Y.; Hochscheid, S.; Casale P.; Panagopoulou, A.; Báez, J.C.; Otero, M. M.; Numa, C., Alcázar, E. 2020. Conservation of marine turtles in the Mediterranean Sea. IUCN, Malaga, Spain.
42. Carlucci R., Capezzuto F., Cipriano G., D'Onghia G., Fanizza C., Libralato S., Maglietta R., Maiorano P., Sion L., Tursi A., Ricci P., 2021. Assessment of cetacean–fishery interactions in the marine food web of the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea). Reviews in Fish Biology and Fisheries. 31(1), 135-156.
43. Casale P, Margaritoulis D, Aksissou M et al (2010) Overview. In: Casale P, Margaritoulis D. (eds) Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Gland, pp 1–14.
44. Casale P., Tucker A.D., 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T3897A119333622.
45. Casale, P., and Margaritoulis, D. 2010. Sea Turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Gland. 294pp.
46. Casale, P., Broderick, A. C., Camiñas, J. A., Cardona, L., Carreras, C., Demetropoulos, A., Fuller, W. J. et al.. 2018. Mediterranean Sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. Endangered Species Research, 36: 229–267
47. Cataudella e Spagnolo, 2012. Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani. Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali.
48. Červený J., Begall S., Koubek P., Nováková P., Burda H., 2011. Directional preference may enhance hunting accuracy in foraging foxes. Biology Letters. 7(3),355-7.
49. Chen Li, José M. Mogollón, Arnold Tukker, and Bernhard Steubing, 2022. Environmental Impacts of Global Offshore Wind Energy Development until 2040. Environ. Sci. Technol. 2022, 56, 11567–11577

50. Cholewiak D., Clark C.W., Ponirakis D., Frankel A., Hatch L.T., Risch D., Stanistreet J.E., Thompson M., Vu E., Van Parijs S.M., 2018. Communicating amidst the noise: modeling the aggregate influence of ambient and vessel noise on baleen whale communication space in a national marine sanctuary. *Endangered Species Research*. 36,59–75.
51. Clark C.W., Ellison W.T., Southall B.L., Hatch L., Van Parijs S.M., Frankel A., Ponirakis D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*. 395, 201–222.
52. Claro, F., Fossi, M. C., Ioakeimidis, C., Baini, M., Lusher, A. L., Mc Fee, W., ... & Hardesty, B. D. (2019). Tools and constraints in monitoring interactions between marine litter and megafauna: insights from case studies around the world. *Marine pollution bulletin*, 141, 147-160.
53. Coates, D. A., Deschutter, Y., Vincx, M., and Vanaverbeke, J. 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research*, 95: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.12.008>
54. Coates, D. A., Kapasakalia, D.-A., Vincx, M., Vanaverbeke, J. 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179: 131–138.
55. Cocci P., Capriotti M., Mosconi G., Palermo F.A. 2017. Effects of endocrine disrupting chemicals on estrogen receptor alpha and heat shock protein 60 gene expression in primary cultures of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) erythrocytes.
56. Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., Pauly, D., 2012. The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity: cumulative threats and marine reserves. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 465–480.
57. Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogliola, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-

- Reyes, K., Kitsos, M., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultziadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5 (8), e11842.
58. COM/2019/640. COMUNICAZIONE DELLA COMMISSIONE AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSIGLIO, AL COMITATO ECONOMICO E SOCIALE EUROPEO E AL COMITATO DELLE REGIONI Il Green Deal europeo. Bruxelles, 11 Dicembre 2019.
59. Corsolini, S., Aurigi, S. & Focardi, S. 2000. Presence of polychlorobiphenyls (PCBs) and coplanar congeners in the tissues of the Mediterranean loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 952–960 ().
60. Costello M.J., Coll M., Danovaro R., Halpin P., Ojaveer H., Miloslavich P., 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PloS One*. 5 (8), 12110.
61. Cranmer, E. Baker, 2020. The global climate value of offshore wind energy. *Environ. Res. Lett.* 15 054003
62. Cushman-Roisin Benoit, Miroslav Gačić e Pierre-Marie Poulain, Physical oceanography of the Adriatic Sea, Springer, 2001, ISBN 978-1-4020-0225-0. URL consultato il 26 gennaio 2012. pag. 122.
63. Cuttelod, A., García, N., Abdul Malak, D., Temple, H. and Katariya, V. 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In: J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds). The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Gland, Switzerland.
64. Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S.N.R., Brzana, R., Boon, A.R., Coolen, J.W.P., Dauvin, J.-C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Gill, A.B., Hutchison, Z.L., Jackson, A. C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T.A., Wilhelmsson, D., Degraer, S., 2020. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES J. Mar. Sci.* 77, 1092–1108. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz018>

65. David L. 2002. Disturbance to Mediterranean cetaceans caused by vessel traffic. In: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 11, 21 p.
66. David L. 2003. Male and female of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* have different strategies to avoid interaction with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*. 257, 267–274.
67. De Backer, A., Van Hoey, G., Coates, D., Vanaverbeke, J. & Hostens, K. Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollut. Bull.* 84, 251–262 (2014).
68. De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., and Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia*, 756: 37–50.
69. Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842-852.
70. Deudero, S., & Alomar, C. (2015). Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species. *Marine Pollution Bulletin*, 98, 58–68.
71. Di Guardo G., Mazzariol S., 2013. Dolphin Morbillivirus: a lethal but valuable infection model. *Emerging Microbes & Infections*. 2 (1), 1–11.
72. Di Renzo L., Mascilongo, G., Berti, M. et al. Potential Impact of Microplastics and Additives on the Health Status of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) Stranded Along the Central Adriatic Coast. *Water Air Soil Pollut* 232, 98 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-04994-8>
73. Direttiva Europea sulla Strategia Marina (MSFD 2008/56/EC) – Art.11
74. Duarte C.M., Chapuis L., Collin S.P., Costa D.P., Devassy R.P., Eguiluz V.M., Erbe C., Gordon T., Halpern B.S., Harding H.R., Havlik M.N., Meekan M., Merchant N.D., Miksis-Olds J.L., Parsons M., Predragovic M., Radford A.N., Radford C.A., Simpson S.D., Slabbekoorn H., Staaterman E, Van Opzeeland I.C., Winderen J.,

- Zhang X., Juane F., 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371.
75. Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Scott-Hayward, L., Kniest, E., Slade, R., Cato, D. H. (2017). Determining the behavioural dose-response relationship of marine mammals to air gun noise and source proximity. *Journal of Experimental Biology*, 220, 2878–2886. <https://doi.org/10.1242/jeb.160192>
76. Dusenbery D. B., 1992. *Sensory ecology. How organisms acquire and respond to information*. New York: W.H. Freeman and Company.
77. EC, 1992. Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. Commission of the European Communities, Brussels.
78. EEA, 2015. *The European Environment-State and Outlook 2015: Synthesis Report*. European Environment Agency, Copenhagen.
79. Ellison, W. T., Southall, B. L., Clark, C. W., & Frankel, A. S. (2012). A new context-based approach to assess marine mammal behavioral responses to anthropogenic sounds. *Conservation Biology*, 26, 21–28. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01803.x>
80. Elmer, K.-H., Gattermann J., Bruns, B., Kuhn, C. & Stahlmann, J. (2011) "Mitigation of underwater piling noise using new hydro sound dampers (HSD)", *Proceed. of the 8th FMGM (Field Measurement in GeoMechanics) International Symposium*, Berlin, Sept. 12-16, 2011.
81. Erbe C (2010) *Underwater acoustics: Noise and the effects on marine mammals*, 3rd edn. Pocketbook, printed by JASCO Applied Sciences, Brisbane, QLD, Australia.
82. Erbe C., 2002. Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*. 18, 394–418.
83. Erbe C., Smith J.N., Redfern J.V., Peel D. 2020. Editorial: Impacts of Shipping on Marine Fauna. *ront. Mar. Sci.*, 21 August 2020 *Sec. Marine Conservation and Sustainability Volume 7*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00637>

84. Estes J.A., Terborgh J., Brashares J.S., Power M.E., Berger J., Bond W.J., Carpenter S.R., Essington T.E., Holt R.D., Jackson J.B.C., Marquis R.J., Oksanen L., Oksanen T., Paine R.T., Pikitch E.K., Ripple W.J., Sandin S.A., Scheffer M., Schoener T.W., Shurin J.B., Sinclair A.R.E, Soulé M.E., Virtanen R., Wardle D.A., 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science*. 333,301–306.
85. EU, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Off. J. Eur. Union* 164, 19–40.
86. European Wind Energy Association: The European Offshore Wind Industry - Key Trends and Statistics 2013. Brussels, Belgium: A report by the European Wind Energy Association; 2014.
87. FAO, 2020. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb2429en>
88. FAO. 2020. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome.
89. Farcas, A., Thompson, P. M., & Merchant, N. D. (2016). Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.012>
90. Faulkner, R.C., Farcas, A., Merchant, N.D. (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *J Appl Ecol*. 2018;00:1–6. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13161>
91. Ferrari T.E., 2017. Cetacean beachings correlate with geomagnetic disturbances in Earth's magnetosphere: an example of how astronomical changes impact the future of life. *International Journal of Astrobiology*. 16,163–175.
92. Finneran J. J., 2016. Auditory weighting functions and TTS/PTS exposure functions for marine mammals exposed to underwater noise. Space and Naval Warfare Systems Center Pacific San Diego United States

93. Floeter, J., van Beusekom, J. E. E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S. et al. 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, 156: 154–173.
94. Forcada J., 1995. Abundance of Common and Striped dolphin in the Southwestern Mediterranean. *European Research on Cetaceans*. 9, 153-155.
95. Fossi M.C., Bainsi M., Panti C., Baulch S. 2018a. Impacts of marine litter on cetaceans. Pp. 147–184 in: M.C. Fossi and C. Panti (Editors), *Marine Mammal Ecotoxicology*. Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-812144-3.00006-1.
96. Fossi M.C., Bainsi M., Simmonds M.P. 2020. Cetaceans as ocean health indicators of marine litter impact at global scale. *Frontiers in Environmental Science* 8:586627. doi: 10.3389/fenvs.2020.586627
97. Fossi M.C., Panti C., Guerranti C., Coppola D., Giannetti M., Marsili L., Minutoli R. 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin* 64(11):2374-2379. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013>
98. Fossi, M. C., Ped, A. C., Compa, M., Tsangaris, C., Alomar, C., Claro, F., Ioakeimidis, C., Galgani, F., Hema, T., Deudero, S., Romeo, T., Battaglia, P., Andaloro, F., Caliani, I., Casini, S., Panti, C., & Bainsi, M. 2018b. Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity. *Environmental Pollution*, 237, 1023–1040.
99. Fouda, L., Wingfield, J.E., Fandel, A.D., Garrod, A., Hodge, K.B., Rice, A.N., Bailey, H. 2018. Dolphins simplify their vocal calls in response to increased ambient noise. *Biology letters*, 14(10), 20180484.
100. Franco, P., L. Jeftic, P. Malanotte Rizzoli, A. Michelato, and M. Orlic, Descriptive model of the northern Adriatic, 1982, *Oceanol. Acta*, 5(3), 379-389.
101. Fuda J., Millot C., Taupier-Letage I., Send U., Bocognano J., 2000. XBT monitoring of a meridian section across the western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*. 47 (11), 2191–2218.
102. Galparsoro, I., Menchaca, I., Garmendia, J.M. et al. Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustain* 1, 1 (2022). <https://doi.org/10.1038/s44183-022-00003-5>

103. Gannier A., 1998. A contribution to the knowledge of the cetological fauna in the waters of Western Sardinia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*. 10(2).
104. Gannier A., Epinat J., 2008. Cuvier's beaked whale distribution in the Mediterranean Sea: results from small boat surveys 1996–2007. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2008, 88(6), 1245–1251. doi:10.1017/S0025315408000428
105. Geraci J. B., st. Aubin D. J., 1979. *Biology of Marine Mammals: Insights Through Strandings*, Report No. MMC-77113, U.S. Marine Mammal Commission
106. Gill, A. B., Bartlett, M., and Thomsen, F. 2012. Potential interactions between diadromous fishes of UK conservation importance and the electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments. *Journal of Fish Biology*, 81: 1791.
107. Gill, A.B., Gloyne-Phillips, I., Neal, K.J. & Kimber, J.A., 2005. COWRIE 1.5 ELECTROMAGNETIC FIELDS REVIEW The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore wind farm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review.
108. Gilman E., Brothers N., McPherson G.R., Dalzell P., 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *Journal of Cetacean Research and Management*. 8(2),215–223.
109. Gonzalvo J., Valls M., Cardona L., Aguilar A., 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 367 (1), 47–52.
110. Götz, T.; Hastie, G.; Hatch, L.; Raustein, O.; Southall, B.; Tasker, M.; Thomsen, F.; Campbell, J.; Fredheim, B. 2009. Overview Of The Impacts Of Anthropogenic Underwater Sound In The Marine Environment, Report by OSPAR Commission, pp 134.

111. Greene C. R., Richardson W. J., 1988. Characteristics of marine seismic survey sounds in the Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America*. 83, 2246- 2254.
112. Guo, T., Wang, H., Lian, J. 2022. Review of integrated installation technologies for offshore wind turbines: Current progress and future development trends. *Energy Conversion and Management*, 255, 115319.
113. Gvozdenović, S., Đurović, M., Ikica, Z., Mandić, M. 2021. Sea Turtles in Montenegrin Adriatic Coastal Waters. In: Joksimović, A., Đurović, M., Zonn, I.S., Kostianoy, A.G., Semenov, A.V. (eds) *The Montenegrin Adriatic Coast. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 109. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/698_2021_752
114. Hamilton S., Baker G.B., 2019. Technical mitigation to reduce marine mammal bycatch and entanglement in commercial fishing gear: lessons learnt and future directions. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 29, 223–247.
115. Hawkins, A. D., & Popper, A. N. (2016). A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES Journal of Marine Science*, 74 (Quo Va(3), 635–651. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw205>
116. Hochscheid, S., Maffucci, F., Abella, E., Bradai, M. N., Camedda, A., Carreras, C., Claro, F. et al.. 2022. Nesting range expansion of loggerhead turtles in the Mediterranean: phenology, spatial distribution, and conservation implications. *Global Ecology and Conservation*, 38: e02194.
117. Holt M. M., Noren D. P., Veirs V., Emmons C. K., Veirs S., 2009. Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *Journal of Acoustical Society of America*. 125, 27–32.
118. Hotchkin C., Parks S., 2013. The Lombard effect and other noise-induced vocal modifications: Insight from mammalian communication systems. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 88, 809–824.
119. Hudnall J., 1978. A report on the general behaviour of humpback whales near Hawaii, and the need for the creation of a whale park. *Oceans*. 11, 8–15.
120. Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A. B., King, J., and Gibson, C. 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates)

- and American Lobster Movement and Migration From Direct Current Cables. OCS Study BOEM 1106 J. Dannheim et al. 2018-003. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Sterling, VA. 148 pp. þ appendices.
121. ICES. 2012. Report of the Workshop on Effects of Offshore Windfarms on Marine Benthos—Facilitating a Closer International Collaboration Throughout the North Atlantic Region (WKEOMB), 27–30 March 2012, Bremerhaven, Germany. ICES CM 2012/SSGEF: 13. 57 pp.
122. IEA (2022), Renewable Energy Market Update - May 2022, IEA, Paris <https://www.iea.org/reports/renewable-energy-market-update-may-2022>, License: CC BY 4.0
123. Inger R., Attrill M.J., Bearhop S., Broderick A.C., Grecian W.J., Hodgson D.J., Mills C., Sheehan E., Votier S.C., Witt M.J., Godley B.J., 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*. 46,1145–1153.
124. IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
125. ISPRA, 2011. Linee guida per lo studio e la regolamentazione del rumore di origine antropica introdotto in mare e nelle acque interne (Parte prima), p. 62.
126. ISPRA, 2012. Strategia per l'ambiente marino.
127. IUCN, 2013. IUCN Red List of threatened species, v.2013.2. Marine Turtle Specialist Group 1996. Available at: <http://www.iucnredlist.org> (accessed 5 May 2014).
128. J. Lloret, A. Turiel, J. Solé, E. Berdalet, A. Sabatés, A. Olivares, J.-M.Gili, J. Vila-Subirós, R. Sardá, 2022. Unravelling the ecological impacts of large-scale offshore wind farms in the Mediterranean Sea, *Science of The Total Environment*, Volume 824, 153803, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153803>.
129. James R., Costa Ros M., 2015. Floating Offshore Wind: Market and Technology Review. Carbon Trust & The Scottish Government.

130. Joop W.P. Coolen, Jan Vanaverbeke, Jennifer Dannheim, Clement Garcia, Silvana N.R. Birchenough, Roland Krone, Jan Beermann, 2022. Generalized changes of benthic communities after construction of wind farms in the southern North Sea. *Journal of Environmental Management*, Volume 315, 115173, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115173>.
131. Jusufovski D, Saavedra C, Kuparinen A (2019) Competition between marine mammals and fisheries in contemporary harvested marine ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser* 627:207–232.
132. K.-H. ELMER; J. SAVERY, 2014. New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. *Inter-noise* 2014. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Elmer_and_Savery_2014.pdf
133. Kersten M., Forstner U., 1986. Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Science and Technology*. 18 (4–5), 121–130.
134. Kirschvink J. L., Dizon A. E., Westphal J. A., 1986. Evidence from strandings for geomagnetic sensitivity in cetaceans. *Journal of Experimental Biology*. 120, 1–24.
135. Kirschvink J.L., 1990. Geomagnetic sensitivity in cetaceans: an update with live strandings records in the United States. *Sensory Abilities of Cetaceans*, ed. Thomas J. & Kastelein R., Plenum Press, NY. 639–649.
136. Kiszka JJ, Woodstock MS and Heithaus MR (2022) Functional Roles and Ecological Importance of Small Cetaceans in Aquatic Ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 9:803173. doi: 10.3389/fmars.2022.803173
137. Klinowska M., 1983. Is the cetacean map geomagnetic? Evidence from strandings. *Aquatic Mammals*. 10, 17.
138. Klinowska M., 1985. Cetacean stranding sites relate to geomagnetic topography. *Aquatic Mammals*. 1, 27–32.
139. Klinowska M., 1988. Cetacean "navigation" and the geomagnetic field. *Journal of Navigation*. 41, 52–71.

140. Klinowska M., 1989. The cetacean magnetic sense—Evidence from drive fisheries. Proceedings from the 1989 conference of the Royal Institute of Navigation: Orientation and navigation—Birds, humans, and other animals, London: Royal Institute of Navigation.
141. Klinowska M., 1990. Geomagnetic orientation in cetaceans: Behavioural evidence. In *Sensory Abilities of Cetaceans*. NATO ASI Series. 196, 651–663.
142. Klunder, L., Lavaleye, M.S.S., Filippidi, A., van Bleijswijk, J.D.L., Reichart, G.-J., van der Veer, H.W., Duineveld, G.C.A., Mienis, F., 2020. Impact of an artificial structure on the benthic community composition in the southern North Sea: assessed by a morphological and molecular approach. *ICES J. Mar. Sci.*, 77, 1167-1177. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy114>.
143. Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J., and Schroder, A. 2013b. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight—likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 125: 1–9.
144. Krone, R., Gutow, L., Joschko, T. J., and Schroder, A. 2013b. Epifauna dynamics at an offshore foundation—implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 85: 1–12.
145. Kruse S., 1991. The interactions between killer whales and boats in Johnstone strait, B.C. in Pryor et Norris *Dolphin societies: discoveries and puzzles*. 397pp.
146. L. Bray, S. Reizopoulou, E. Voukouvalas, T. Soukissian, C. Alomar, M. Vázquez-Luis, S. Deudero, M. J. Attrill, J. M. Hall-Spencer, (2016). Expected Effects of Offshore Wind Farms on Mediterranean Marine Life. *J. Mar. Sci. Eng.*, 4, 18; doi:10.3390/jmse4010018
147. Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., Podest_a, M., 2001. Collisions between ships and whales. *Mar. Mammal Sci.* 17 (1), 35e75.
148. Lazar B (2010) Croatia. In: Casale P, Margaritoulis D (eds) *Sea turtles in the Mediterranean: distribution, threats and conservation priorities*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Gland, pp 29–38.

149. Lazar B, D Holcer, V Onofri, V Žiža, P Tutman, et al. 2008. New data on the occurrence of leatherback turtles *Dermochelys coriacea* in the eastern Adriatic Sea. *Vie et Milieu / Life & Environment*, 237-241.
150. Lazar, B., & Gracan, R. (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 43–47.
151. Lazar, B., Gracan, R., Katic, J., Zavodnik, D., Jaklin, A., Tvrtkovic, N., 2011. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) as bioturbators in neritic habitats: an insight through the analysis of benthic molluscs in the diet. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective* 32, 65-74.
152. Lévy M., Memery L., Madec G., 1998. The onset of a bloom after deep winter convection in the north western Mediterranean Sea: mesoscale process study with a primitive equation model. *Journal of Marine Systems*. 16,7–21.
153. Licitra G., Borsani F., Marsico G., Pavan G., Riccobene G., 2015. La bioacustica marina per lo studio dei cetacei nella implementazione della Marine Strategy in Italia. *Rivista Italiana di Acustica* Vol. 39 (2015), N. 3, pp. 1-14.
154. Licitra G., Marsico G., Pavan G., Borsani J. F., 2015. La bioacustica marina per lo studio dei cetacei nella implementazione della "Marine Strategy in Italia". *Rivista Italiana di Acustica*.
155. Lindeboom H.J., Kouwenhoven H.J., Bergman M.J.N., Bouma S., Brasseur S., Daan R., Fijn R.C., De Haan D., Dirksen S., Van Hal R., Hille Ris Lambers R., Ter Hofstede R., Krijgsveld K.L., Leopold M., Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letter*. 6(3), 035101.
156. Lloret J., Turiel A., Solé J., Berdalet E., Sabatés A., Olivares A., Gili J.M., Vila-Subirós J., Sardá R. 2022. Unravelling the ecological impacts of large-scale offshore wind farms in the Mediterranean Sea. *Sci Total Environ*. 10, 824:153803. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153803.
157. Lohmann K.J. 1997. Magnetic orientation by hatchling loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Journal of Experimental Biology*, 155, 37-49.

158. Lohmann K.J., Lohmann C.M.F. 2019. There and back again: natal homing by magnetic navigation in sea turtles and salmon. *Journal of Experimental Biology* 6, 222.
159. Lotze, H.K., Coll, M. & Dunne, J.A. Historical Changes in Marine Resources, Food-web Structure and Ecosystem Functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. *Ecosystems* 14, 198–222 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9404-8>
160. MacGillivray A., Racca R., Li Z., 2014. Marine mammal audibility of selected shallow-water survey sources. *Journal of the Acoustical Society of America*. 135(1): EL35–EL40.
161. Madsen P., Wahlberg M., Tougaard J., Lucke K., Tyack P., 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*. 309, 279–295.
162. Maglio A., Pavan G., Castellote M., Frey, S., 2016. Overview of the noise hotspots in the Accobams Area Part I – Mediterranean Sea. Final Report, p 46.
163. Maiorano P., Sabatella R.F., Marzocchi B.M. (eds) (2019) – *Annuario sullo stato delle risorse e sulle strutture produttive dei mari italiani*. 432 pp.
164. Manea E., Di Carlo D., Depellegrin D., Agardy T., Gissi E., 2019. Multidimensional assessment of supporting ecosystem services for marine spatial planning of the Adriatic Sea. *Ecological Indicators*. 101, 821–837.
165. Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC.
166. Martin, S. B., Lucke, K., Barclay D. R., 2020. Techniques for distinguishing between impulsive and non-impulsive sound in the context of regulating sound exposure for marine mammals. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (4)
167. Martin, S. B., Matthews, M.-N. R., MacDonnell, J. T., and Brøker, K. (2017). "Characteristics of seismic survey pulses and the ambient soundscape in Baffin Bay and Melville Bay, West Greenland," *J. Acoust. Soc. Am.* 142, 3331–3346.
168. Matiddi, M., Hochscheid, S., Camedda, A., Bains, M., Cocumelli, C., Serena, F., ... & de Lucia, G. A. (2017). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target

- species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 230, 199-209.
169. Mavraki, N., Degraer, S., Vanaverbeke, J., 2021. Offshore wind farms and the attraction–production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia* 848, 1639–1657. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04553-6>
170. Maxwell S. M., Kershaw F., Locke C. C., Connors M. G., Dawson C., Aylesworth S., Loomis R., Johnson A. F., 2022. Potential impacts of floating wind turbine technology for marine species and habitats. *Journal of Environmental Management*. 307, 114577.
171. Maxwell S.M., Hazen E.L., Bograd S.J., Halpern B.S., Breed G.A., Nickel B., Teutschel N.M., Crowder L.B., Benson S., Dutton P.H., Bailey H., Kappes M.A., Kuhn C., Weise M.J., Mate B., Shaffer S.A., Hassrick J.L., Henry R.W., Irvine L., McDonald B.I., Robinson P.W., Block B.A., Costa D.P., 2013. Cumulative human impacts on marine predators. *Nature Communications*. 4, 2688.
172. McQueen, A.D., Suedel, B.C., Wilkens, J.L., and Fields, M.P. 2018. Evaluating biological effects of dredging-induced underwater sound. *Proceedings of the Western Dredging Association Dredging Summit & Expo '18*, Norfolk, VA, USA, June 25 – 28, 2018.
173. Micheli F., Levin N., Giakoumi S., Katsanevakis S., Abdulla A., Coll M., Frascchetti S., Kark S., Koutsoubas D., Mackelworth P., Maiorano L., Possingham H.P., 2013. Setting priorities for regional conservation planning in the Mediterranean Sea. *PloS One*. 8 (4), 59038.
174. Millot C., 1991. Mesoscale and seasonal variabilities of the circulation in the western Mediterranean, *Dynamics of Atmospheres and Oceans*. 15, 179-214.
175. Millot C., Gacic M., Astraldi M., La Violette P.E., 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*. 20 (1–4), 423–442.
176. MIMS, 2022. Report del Ministero delle infrastrutture e della mobilità sostenibili chiamato I piani dello Spazio Marittimo italiani. Area Marittima "Adriatico". Sintesi. Agosto 2022.

177. Mintzer V.J., Diniz K., Frazer T.K., 2018. The use of aquatic mammals for bait in global fisheries. *Frontiers in Marine Science*. 5, 191.
178. Mooney, A., Andersson, M., Stanley, J., 2020. Acoustic impacts of offshore wind energy on fishery resources: an evolving source and varied effects across a wind farm's lifetime. *Oceanography* 33, 82–95. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.408>.
179. Mooney, T. A., Nachtigall, P. E., Breese, M., Vlachos, S., Au, W. W., 2009. Predicting temporary threshold shifts in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): The effects of noise level and duration. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(3), 1816-1826.
180. Mulroy M. J., 1986. Permanent noise-induced damage to stereocilia: A scanning electron microscopy study of the lizard's cochlea. *Scanning Electron Microscopy*. 4, 1451–1457.
181. Nall, C. R., Schla"ppy, M.-L., and Guerin, A. J. 2017. Characterisation of the biofouling community on a floating wave energy device. *Biofouling*, 33: 379–396.
182. Nedwell J., Langworthy J.; Howell D., 2003. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. (Report No. 544 R 0424). Report by Subacoustech Ltd. Report for The Crown Estate.
183. Notarbartolo di Sciara G., Birkun Jr. A., 2010. Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean and Black Sea: an ACCOBAMS Status Report. ACCOBAMS, Monaco.
184. Notarbartolo di Sciara, G., Hoyt, E., Reeves, R., Ardron, J., Marsh, H., Vongraven, D., Barr, B., 2016. Place-based approaches to marine mammal conservation. *Aquat.Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 85–100. <https://doi.org/10.1002/aqc.2642>.
185. Olita A., Ribotti A., Sorgente R., Fazioli L., Perilli A., 2011. SLA—chlorophyll-a variability and covariability in the Algero–Provençal Basin (1997–2007) through combined use of EOF and wavelet analysis of satellite data. *Ocean Dynamics*. 61, 89–102.

186. Orlic, M., M. Gacic, and P. E. La Violette, The currents and circulation of the Adriatic Sea, 1992, *Oceanol. Acta*, 15(2), 109-124.
187. OSPAR Commission, 2004. Problems and Benefits Associated with the Development of Offshore Wind-Farms. Biodiversity Series. <https://www.ospar.org/documents?v=6991>
188. Palomba M., Ulzega A., 1984. Geomorfologia dei depositi quaternari del Rio Quirra e della piattaforma continentale antistante (Sardegna Orientale). *Rendiconti del Seminario della Facoltà di Scienze*. 54, 109-121.
189. Papale, E., Gamba, M., Perez-Gil, M., Martin, V. M., Giacoma, C. 2015. Dolphins adjust species-specific frequency parameters to compensate for increasing background noise. *PLoS One*, 10(4), e0121711.
190. Paradell O. G., S. Methion, E. Rogan, B. Díaz López, (2021). Modelling ecosystem dynamics to assess the effect of coastal fisheries on cetacean species, *Journal of Environmental Management*, 285, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112175>.
191. Parsons E.C.M., Shrimpton J., Evans P.G.H., 1999. Cetacean conservation in northwest Scotland: perceived threats to cetaceans. *Proceedings of the 13th annual conference of the European Cetacean Society, Valencia (Spain), 5-8 April 1999*: 128-132.
192. Pennino M. G., Roda M. A. P., Pierce G. J., Rotta A., 2016. Effects of vessel traffic on relative abundance and behaviour of cetaceans: the case of the bottlenose dolphins in the Archipelago de La Maddalena, north-western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 776:237–248.
193. Pennino M. G., Rufener M. C., Giménez J., Berlinguer F., Bollo E., Appino S., Zucca D., Chiesa G., Rotta A., 2022. Understanding the causes of mortality and contaminant loads of stranded cetacean species in Sardinian waters (Italy) using Bayesian Hierarchical Models. *Journal of Sea Research*, 102170.
194. Pham C.K., Ramirez-Llodra E., Alt C.H.S., Amaro T., Bergmann M., Canals M., Company J.B., Davies J., Duineveld G., Galgani F., Howell K.L., Veerle A. I. Huvenne V.A.I., Isidro E., Jones D.O.B., Lastras G., Morato T., Gomes-Pereira J.N., Purser A., Stewart H., Tojeira I., Tubau X., Van Rooij D., Tyler P.A. 2014.

- Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. PloS ONE 9(4): e95839. doi:10.1371/journal.pone.0095839
195. Popper A.N., Clarke N.S., 1976. The auditory system of goldfish *Carassius auratus*: Effects of intense acoustic stimulation. *Comparative Biochemistry & Physiology*. 53(1):11-8.
196. Poulain, P.-M., and B. Cushman-Roisin, Circulation, 1992, in *Physical oceanography of the Adriatic Sea*, edited by B. Cushman-Roisin et al., pp. 67-109, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
197. Prato, O. O., Paduano, V., Baldi, G., Bonsignore, S., Callea, G., Camera, C., Culmone, G., et al.. 2022. Minor sea turtle nesting areas may remain unnoticed without specific monitoring: the case of the largest Mediterranean Island (Sicily, Italy). *Animals*, 12: 1221.
198. Pribanić, S., Holcer, D., Mioković, D., 1999. First report of plastic ingestion by striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) in the Croatian part of the Adriatic Sea. *European Research on Cetaceans*, 13, 443–446.
199. R. de Stephanis, J. Giménez, E. Carpinelli, C. Gutierrez-Exposito, A. Cañadas. 2013. As main meal for sperm whales: plastics debris. *Mar. Pollut. Bull.*, 69, 206-214.
200. Raoux A., Tecchio S., Pezy J.-P., Lassalle G., Degraer S., et al.. 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators*, 72, 33-46. doi:10.1016/j.ecolind.2016.07.037
201. Regolamento (UE) 2018/1999. Regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio dell'11 dicembre 2018 sulla governance dell'Unione dell'energia e dell'azione per il clima che modifica le direttive (CE) n. 663/2009 e (CE) n. 715/2009 del Parlamento europeo e del Consiglio, le direttive 94/22/CE, 98/70/CE, 2009/31/CE, 2009/73/CE, 2010/31/UE, 2012/27/UE e 2013/30/UE del Parlamento europeo e del Consiglio, le direttive del Consiglio 2009/119/CE e (UE) 2015/652 e che abroga il regolamento (UE) n. 525/2013 del Parlamento europeo e del Consiglio. *Official Journal of the European Union*, L 328, 21.12.2018, p. 1–77.

202. Reubens, J. T., Degraer, S., and Vincx, M. 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727: 121–136.
203. Ricci, P.; Manea, E.; Cipriano, G.; Cascione, D.; D'Onghia, G.; Ingrosso, M.; Fanizza, C.; Maiorano, P.; Tursi, A.; Carlucci, R., 2021. Addressing Cetacean–Fishery Interactions to Inform a Deep-Sea Ecosystem-Based Management in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea). *J. Mar. Sci. Eng.*, 9, 872. <https://doi.org/10.3390/jmse9080872>
204. Richardson W.J., Greene C.R., Malme C.I., Thompson D.H. 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, 576.
205. Ridente, D.; Foglini, F.; Minisini, D.; Trincardi, F.; Verdicchio, G. Shelf-edge erosion, sediment failure and inception of Bari Canyon on the Southwestern Adriatic Margin (Central Mediterranean). *Mar. Geol.* 2007, 246, 193–207.
206. Roach, M., Cohen, M., Forster, R., Revill, A. S., Johnson, M., and Handling editor: Steven, D. 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. *ICES Journal of Marine Science*, 75: 1416–1426.
207. Rolo Pérez L., 2014. Design, Testing and Validation of a Scale Model Semisubmersible Offshore Wind Turbine under Regular Irregular Waves and Wind Loads
208. Roman J., Estes J.A., Morissette L., Smith G., Costa D., McCarthy J., Stephen J.B., Pershing N.A., Smetacek V., 2014. Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12(7),377–385.
209. Roman J., McCarthy J.J., 2010. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. *PloS One*. 5 (10), e13255.
210. Ronconi R.A., Allard K.A., Taylor P.D., 2015. Bird interactions with offshore oil and gas platforms: review of impacts and monitoring techniques. *Journal of Environmental Management*. 147, 34–45.
211. Ross P.S. 2000. Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 6 (2000), pp. 1-18.

212. Russell D.J.F., Brasseur S.M.J.M., Thompson D., Hastie G.D., Janik V.M., Aarts G., McClintock B.T., Matthiopoulos J., Moss S.E.W., McConnell B., 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*. 24,638–639.
213. Rustemeier, J. & Grießmann, Tanja & Rolfes, R. (2012). Underwater sound mitigation of bubble curtains with different bubble size distributions. *Proceedings of Meetings on Acoustics*. 17. 10.1121/1.4772936.
214. Sagarminaga R. and Canadas A., 1995. Studying a possible competition for ecological niche between the Common Dolphin and Striped Dolphin along the southeastern coast of Spain. *European Research on Cetaceans*. 9, 114-117.
215. Salic T., Charpentier J.F., Benbouzid M., Le Boulluec M. Control strategies for floating offshore wind turbine: challenges and trends. *Electronics*, 8 (2019), p. 1185, 10.3390/electronics8101185
216. Saunders J.C., Dooling R. 1974. Noise-induced threshold shifts in the parakeet *Melopsittacus undulatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 71, 1962–1965.
217. Savoca D., Arculeo M., Barreca S., Buscemi S., Caracappa S., Gentile A., Persichetti M.F., Pace A., 2018. Chasing phthalates in tissues of marine turtles from the Mediterranean Sea. *Mar. Poll. Bull.* 127, 165-169.
218. Schoeman RP, Patterson-Abrolat C and Plön S (2020) A global review of vessel collisions with marine animals. *Front. Mar. Sci.* 7:292. doi: 10.3389/fmars.2020.00292
219. Schroeder K., Josey S.A., Herrmann M., Grignon L., Gasparini G.P., Bryden H.L., 2010. Abrupt warming and salting of the Western Mediterranean Deep Water after 2005: atmospheric forcings and lateral advection. *Journal of Geophysical Research-Oceans*. 115, C08029.
220. Schroeder K., Ribotti A., Borghini M., Sorgente R., Perilli A., Gasparini G.P., 2008. An extensive western Mediterranean deep water renewal between 2004 and 2006. *JGeophysical Research Letter*. 35, 18605.

221. Schuster E., Bulling L., Köppel J., 2015. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. *Environmental Management*. 56, 300–331.
222. Scott, K., Harsanyi, P., and Lyndon, A. R. 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 131: 580–588.
223. Silber G.K., Slutsky J., Bettridge S., 2010. Hydrodynamics of a ship/whale collision. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 391 (1), 10-19.
224. Smith Stegen K., Seel M., 2013. The winds of change: How wind firms assess Germany's energy transition. *Energy Policy*. 61, 1481–1489.
225. Solé M., De Vreese S., Fortuño J.-M., M. van der Schaar, A. M. Sánchez, M. André, 2022. Commercial cuttlefish exposed to noise from offshore windmill construction show short-range acoustic trauma, *Environmental Pollution*, Volume 312, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119853>.
226. Southall B. L., Bowles A. E., Ellison W. T., Finneran J. J., Gentry R. L., Greene Jr C. R., Kastak D., Ketten D.R., Miller J.H., Nachtigall P.E., Richardson W.J., Thomas J.A., Tyack P. L., 2009. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 125(4), 2517-2517.
227. Southall B.L., Bowles A., Ellison W., Finneran J., Gentry R., Greene C. Jr., Kastak D., Ketten D., Miller J., Nachtigall P., Richardson W., Thomas J., Tyack P., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendation. *Aquatic Manuals*. 33,411-521
228. Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Nowacek, D. P., & Tyack, P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125- 232. <https://doi.org/10.1578/AM.45.2.2019.125>
229. Southall, Brandon & Nowacek, Douglas & Bowles, Ann & Senigaglia, Valeria & Bejder, Lars & Tyack, Peter. (2021). *Marine Mammal Noise Exposure*

- Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals*. 47. 421-464. 10.1578/AM.47.5.2021.421.
230. Spitz J., Ridoux V., Trites A.W., Laran S., Authier M. 2018. Prey consumption by cetaceans reveals the importance of energy-rich food webs in the Bay of Biscay. *Progress in Oceanography*. 166,148–158.
231. Stelzenmüller, V., Schulze, T., Fock, H. O., and Berkenhagen, J. 2011. Integrated modelling tools to support risk-based decision-making in marine spatial management. *Marine Ecology Progress Series*, 441: 197–212.
232. Stokes K.L., Broderick A.C., Canbolat A.F., Candan O., Fuller W.J., Glen F., Levy Y., Rees A.F., Rilov G., Snape R.T., Stotti I., Tchernov D., Godley B.J., 2015. Migratory corridors and foraging hotspots: critical habitats identified for Mediterranean green turtles. *Diversity and Distributions*. 21, 665–674.
233. Storelli, M. M. & Marcotrigiano, G. O. 2000. Chlorobiphenyls, HCB, and organochlorine pesticides in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimens beached along the Adriatic Sea, Italy. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64, 481–488. <https://doi.org/10.1007/s001280000029>.
234. Štrbenac A (2015) Strategy on the conservation of sea turtles in the Adriatic Sea for the period 2016–2025. NETCET project financed by the IPA Adriatic CBC Programme
235. Sun X., Huang D., Wu G., 2012. The current state of offshore wind energy technology development. *Energy*. 41, 298–312.
236. Tanabe S., Miura S., Tatsukawa R., 1986. Variations of Organochlorine Residues with Age and Sex in Antarctic Minke Whale, *Memoirs of National Institute of Polar Research*. Special issue. 44, 174-181.
237. Tasker M.L., M. Amundin, M. Andre, A. Hawkins, W. Lang, T. Merck, A. Scholik-Schlomer, J. Teilmann, F. Thomsen, S. Werner & M. Zakharia, 2010. Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy.
238. Taviani, M.; Angeletti, L.; Campiani, E.; Ceregato, A.; Foglini, F.; Maselli, V.; Morsilli, M.; Parise, M.; Trincardi, F. Drowned karst landscape offshore the Apulian Margin (Southern Adriatic Sea, Italy). *J. Cave Karst Stud.* 2012, 74, 197–212.

239. Testor P., Gascard J.C., 2003. Large-scale spreading of deep waters in the western Mediterranean Sea by submesoscale coherent eddies. *Journal of Physical Oceanography*. 33, 75–87.
240. Testor P., Gascard J.C., 2005. Large scale flow separation and mesoscale eddy formation in the Algerian Basin. *Progress in Oceanography*. 66, 211–230.
241. Thomsen, F., Mendes, S., Bertucci, F., Breitzke, M., Ciappi, E., Cresci, A., Debusschere, E., Ducatel, C., Folegot, F., Juretzek, C., Lam, F-P., O'Brien, J., dos Santos, M. E. (2021) Addressing underwater noise in Europe: Current state of knowledge and future priorities. Kellett, P., van den Brand, R., Alexander, B., Muniz Piniella, A., Rodriguez Perez, A., van Elslander, J., Heymans, J. J. [Eds.] *Future Science Brief 7 of the European Marine Board, Ostend, Belgium*. ISSN: 2593-5232. ISBN: 9789464206104. DOI: 10.5281/zenodo.5534224.
242. Toke D., 2011. The UK offshore wind power programme: a sea-change in UK energy policy? *Energy Policy*. 39,526–534.
243. Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P.T., 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148, 2885–2893. <https://doi.org/10.1121/10.0002453>.
244. Trincardi F., Argnani A., Correggiari A. 2011. Note illustrative della carta geologica dei mari italiani alla scala 1:250.000. Fogli NK 33-6 e NK 33- 8/9 Vieste e Bari. ISPRA. <https://books.google.it/books?id=jH6RzgEACAAJ>
245. Trincardi F., Argnani A., Correggiari A. 2021. Note illustrative della carta geologica dei mari italiani alla scala 1:250.000. fogli NK33-6 e NK 33-8/9 Vieste e Bari. Istituto di Scienze Marine Consiglio Nazionale delle Ricerche, pp. 28-35.
246. Trincardi, F.; Campiani, E.; Correggiari, A.; Fogliani, F.; Maselli, V.; Remia, A. Bathymetry of the Adriatic Sea: The legacy of the last eustatic cycle and the impact of modern sediment dispersal. *J. Maps* 2014, 10, 151–158.
247. Tyler C.R., Jobling S., Sumpter J.P. 1998. Endocrine disruption in wildlife: a critical review of the evidence. *Crit. Rev. Toxicol.*, 28, 319-361.
248. Urick R.J., Principles of underwater sound, McGraw-Hill, New York, 1983.

249. Vaissière, A.-C., Levrel, H., Pioch, S., and Carlier, A. 2014. Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: the current situation in Europe. *Marine Policy*, 48: 172–183.
250. Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S., Carlier, A., 2014. Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: the current situation in Europe. *Mar. Policy* 48, 172–183.
251. Van den Eynde, D., Baeye, M., Brabant, R., Fettweis, M., Francken, F., Haerens, P., Mathys, M. et al. 2013. All quiet on the sea bottom front? Lessons from the morphodynamic monitoring. In *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the past to optimise future Monitoring Programmes*, pp. 35–47. Ed. by S. Degraer, R. Brabant, and B. Rumes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels, Belgium. 239 pp.
252. van der Molen, J., Smith, H. C. M., Lepper, P., Limpenny, S. & Rees, J. Predicting the large-scale consequences of offshore wind turbine array development on a North Sea ecosystem. *Continental Shelf Res.* 85, 60–72 (2014).
253. van Ginkel, C., Becker, D.M., Gowans, S., Simard, P. 2017. Whistling in a noisy ocean: bottlenose dolphins adjust whistle frequencies in response to real-time ambient noise levels. *Bioacoustics*, 27(4), 391-405.
254. Vanselow K.H., Rickles K., Colijn F., 2009. Solar driven geomagnetic anomalies and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) stranding around the North Sea: an analysis of long-term datasets. *The Open Marine Biology*. 3, 89–94.
255. Vanselow, K.H., Rickles, K., 2005. Are solar activity and sperm whale strandings around the North Sea related? *Journal of Sea Research*. 53, 319–327.
256. Walker M.M., Dennis T.E., 2005. Role of the magnetic sense in the distribution and abundance of marine animals. *Marine Ecology Progress Series*. 287, 295–307.
257. Walker M.M., Kirschvink J.L., Ahmid G, Dizon, A.E., 1992. Evidence that Fin Whales respond to the geomagnetic field during migrations. *The Journal of Experimental Biology*. 171, 67–78.

258. Wang Y., Pan Y., Parsons S., Walker M.M., Zhang S., 2007. Bats respond to polarity of a magnetic field. *Proceedings of the Royal Society B*. 274, 2901–2905.
259. Ward W. D., Glorig A., Sklar D. L., 1958. Dependence of temporary threshold shift at 4 kcon intensity and time. *Journal of the Acoustical Society of America*. 30, 944–954.
260. Wartzok D., Ketten D. R., 1999. Marine mammal sensory systems. *Biology of marine mammals*. 1, 117-175.
261. Watkins W.A., Tyack P., Moore K.E., 1987, The 20 Hz signals of finback whales (*Balaenoptera Physalus*). *Journal of the Acoustical Society of America*. 82, 1901-12.
262. Wenz G.M., 1962. Acoustics Ambient Noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 34,1936-1956.
263. Wilhelmsson D., Malm T., Öhman M.C., 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*. 63, 775–784.
264. Wilhelmsson, D., and Langhamer, O. 2014. The influence of fisheries exclusion and addition of hard substrata on fish and crustaceans. In *Humanity and the Seas: Marine Renewable Energy and Environmental Interactions*, pp. 49–60. Ed. by M. A. Shields and A. I. L. Payne. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London. 175 pp.
265. Wiltschko R., Wiltschko W., 1995. *Magnetic orientation in animals*. Berlin: Springer.
266. Wiser, R. et al., 2011. *Wind Energy in IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, Cambridge and New York: Cambridge University Press.
267. Wortmann, U.G.; Weissert, H.; Funk, H.; Hauck, J. Alpine plate kinematics revisited: The Adria problem. *Tectonics* 2001, 20, 134–147.
268. Zampollo, A., Arcangeli, A., Costantino, M., Mancino, C., Crosti, R., Pietroluongo, G., Giacomina, C. and Azzolin, M., 2022. Seasonal niche and spatial distribution modelling of the loggerhead (*Caretta caretta*) in the Adriatic and Ionian seas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

269. Zore-Armanda, M., 1956. On gradient currents in the Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, 8(6), 1-38.
270. Zucco C., W. Wende, T. Merck, I. Köchling, J. Köppel, 2006. Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. Literature Review of the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms. tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Ecological_Research_on_Offshore_Wind_Farms_Part_B.pdf

Legale Rappresentante JDC Dott. Carmelo Fanizza