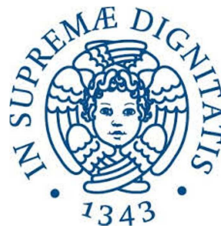


Università degli studi di Pisa
Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali
Laurea Specialistica in Biologia Marina



**Analisi demografica degli spiaggiamenti di tursiope,
Tursiops truncatus (Montagu, 1821), del Mar
Mediterraneo Nord Occidentale nel periodo 1986-2011**

Relatori:

Prof. Giovanni Santangelo

Dott.sa Alessia Rossi

Candidato:

Eleonora Benvegnù

INDICE

Riassunto	2
Abstract	4
1. INTRODUZIONE	
1.1. Il tursiope (<i>Tursiops truncatus</i> , Montagu 1821).....	6
1.1.1. Classificazione e distribuzione	6
1.1.2. Morfologia e Biologia	8
1.1.3. Caratteri riproduttivi e demografici	11
1.1.4. Aspetti comportamentali	12
1.1.5. Cause di mortalità e conservazione	13
1.2. Spiaggiamenti	14
1.3. Modelli demografici	18
1.4. Scopo della tesi	21
2. MATERIALI E METODI	
2.1. Dataset spiaggiamenti	22
2.1.1. Database CIBRA	22
2.1.2. Réseau National d’Echouages	23
2.2. Curve di crescita	25
2.3. Struttura della popolazione in stadi vitali	27
3. RISULTATI	
3.1. Analisi spiaggiamenti	29
3.1.1. Analisi preliminare database	29
3.1.2. <i>Sex ratio</i>	40
3.1.3. Struttura della popolazione	41
3.2. Parametri demografici	44
3.2.1. <i>Life e Mortality Tables</i>	44
3.2.2. Curve di sopravvivenza	49
3.2.3. Aspettativa di vita e <i>Mean Generation Time</i>	51
3.2.4. Tassi di accrescimento	51
3.2.5. Calcolo dei parametri secondo differenti ipotesi	54
4. DISCUSSIONE	
4.1. Dati di spiaggiamento	56
4.2. Indicazioni per il futuro	62
5. CONCLUSIONI	64
6. BIBLIOGRAFIA	66
RINGRAZIAMENTI	78

RIASSUNTO

Il tursiope, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), è un cetaceo odontoceta cosmopolita studiato in varie parti del mondo. I parametri demografici, come i valori di abbondanza, sopravvivenza e riproduzione, permettono di costruire *Life table*. Queste tabelle sono strumenti di fondamentale importanza per i biologi della conservazione, in quanto permettono di valutare lo stato di una popolazione in un determinato periodo di tempo e di fare proiezioni per il futuro. Nonostante ciò la storia demografica della popolazione mediterranea non è mai stata oggetto di studio.

Questa tesi ha come scopo l'analisi demografica della popolazione di tursiope del Mediterraneo Nord Occidentale. A tal fine sono stati analizzati i dati di spiaggiamento raccolti dal 1986 al 2011 lungo le coste italiane (raccolti nel database CIBRA gestito dall'Università di Pavia) e lungo le coste francesi (raccolti dallo Observatoire Pelagis dell'Università di La Rochelle).

Dal 1986 al 1998 il numero di animali spiaggiati annualmente è significativamente eterogeneo ($\chi^2=76,05$; $p<0,01$), mentre dal 1999 al 2011 la distribuzione dei dati risulta più omogenea come dimostra il test del chi-quadrato ($\chi^2=17,61$, $p= 0,13$). Questa variazione potrebbe essere dovuta: 1) all'aumento del numero di organizzazioni collaboranti al monitoraggio degli spiaggiamenti, con un conseguente incremento e omogeneizzazione dello sforzo di ricerca, 2) ad una ripresa della popolazione in seguito all'aumento del livello di protezione.

Nei 26 anni di raccolta dati sono stati registrati 1113 spiaggiamenti di tursiope: 927 lungo le coste italiane (0,12 animali/km) e 186 lungo quelle francesi (0,09 animali/km). Gli animali spiaggiati risultano essere 321 femmine, 445 maschi e 347 individui di cui non è stato possibile identificare il sesso. La *sex ratio*, diversamente da quella tipica di molti mammiferi, è risultata non bilanciata, 1:1,38 a favore dei maschi ($\chi^2=20,07$; $p<0,01$). Questo sbilanciamento dipende dai dati provenienti dagli spiaggiamenti registrati in due singole occasioni in Sardegna e in Molise e potrebbe essere legato ad un comportamento gregario degli individui per sesso o ad una maggiore mortalità dei maschi e non rispecchiare pertanto il reale rapporto tra i sessi.

Per analizzare la struttura della popolazione, gli spiaggiamenti di taglia nota, N=1017, sono stati suddivisi in quattro stadi vitali: 59 *Newborns* (< 120 cm), 257 *Calves* (120-200 cm), 444 *Juveniles* (200-270 cm per le femmine, 200-290 cm per i maschi) e 257 *Adults* (>270 cm e >290 cm, rispettivamente per le femmine e per i maschi).

I risultati delle *mortality tables*, una per i maschi e una per le femmine, hanno permesso di calcolare il potere letale o rischio di morte (μ), che esprime la mortalità per anno all'interno di ogni stadio vitale: la mortalità più alta è quella dei *Newborns* (22% per anno), quella più bassa è quella dei *Calves* (8.7% per anno per i maschi, 7% per anno per le femmine).

Durante questo studio è stato evidenziato (per la prima volta) che la popolazione mediterranea di tursiope mostra una *riproduzione continua* con un picco in Maggio e Giugno.

Questi dati sono i migliori disponibili per gli spiaggiamenti mediterranei, tuttavia questa tesi ha messo in evidenza la necessità di una curva di crescita della popolazione mediterranea che metta in relazione la taglia con l'età. Inoltre una migliore collaborazione tra gli enti che si occupano di cetacei permetterebbe di ottenere dati migliori.

ABSTRACT

The bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), is one of the most studied cetaceans of the world. Demographic parameters, such as abundance, survival, and reproduction values, allow to set out *life tables*. These tables are useful tools for conservation biologists, because allow to evaluate the population status in a given period of time and to make projections for the future. Despite this utility, demographic features of the Mediterranean bottlenose dolphin population were never been investigated.

The aim of this thesis is the demographic analysis of the bottlenose dolphin population of the North Western Mediterranean Sea. We analyzed stranding data collected from 1986 to 2011 along the Italian coast (reported in the database CIBRA managed by the University of Pavia) and along the French coast (reported by Observatoire Pelagis of the University La Rochelle).

Between 1986 and 1998 the annual number of stranded animals is significantly heterogeneous ($\chi^2=76.05$, $p<0.01$), while from 1999 to 2011 data distribution is more homogeneous, as evidenced by the chi-square test ($\chi^2=17.61$, $p=0.13$). This variation could be due to: 1) an improving of collaborating organizations monitoring of stranding events, with a consequent increase and homogenization of the research effort, 2) an increase of the population abundance following an enhancement in the level of protection.

In the 26 years of data collection, 1113 stranded bottlenose dolphins were recorded: 927 along the Italian coast (0.12 animals/km) and 186 along the French coast (0.09 animals/km). The sex of stranded animals was: 321 females, 445 males and 347 unknown. The *sex ratio* was not balanced (1:1.38 in favor of males; $\chi^2=20.07$, $p<0.01$): this depends on two stranding occasions in Sardinia and in Molise and could be due to a gregarious behavior of males or to an increased mortality of males and therefore does not reflect the real relationship between the sexes.

To analyze the population structure, stranded bottlenose dolphins of known size, $N=1017$, were divided into four life stages: 59 *Newborns* (<120 cm), 257 *Calves*

(120-200 cm), 444 *Juveniles* (200-270 cm for females, 200-290 cm for males) and 257 *Adults* (>270 cm and >290 cm for females and males, respectively).

The results of *mortality tables*, one for males and the other one for females, allow to calculate the lethal power or risk of death (μ), which expresses the mortality per year within each life stage: the highest mortality was that of *Newborns* (22% per years) and the lowest was that of *Calves* (8.7% per years for males, 7% per years for females).

During this research was highlighted (for the first time) the *continuous reproduction* of the Mediterranean bottlenose dolphins population, also if two peaks occurred in May and June.

Also if these data are the best available for the Mediterranean bottlenose dolphin strandings, this thesis highlighted the need to set out a growth curve for this population that correlates size and age. Moreover, a tighter collaboration between the cetaceans research Institutes could provide better data and more reliable information about the conservation status of the target species.

1. INTRODUZIONE

1.1. Il Tursiope (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821)

1.1.1. Classificazione e distribuzione

Phylum: *Chordata*

Subphylum: *Vertebrata*

Classe: *Mammalia*

Ordine: *Cetacea* (Brisson, 1762)

Sottordine: *Odontoceti* (Flower, 1867)

Famiglia: *Delphinidae* (Gray, 1821)

Genere: *Tursiops* (Gervais, 1855)

Specie: *T. truncatus* (Montagu, 1821)

In passato il genere *Tursiops* è stato erroneamente suddiviso in 20 differenti specie (Hershkovitz, 1966), sulla base di un numero di dati limitato. Recentemente è stata riconosciuta la sola specie *T. truncatus* (Ross e Crockett, 1990), finché dati molecolari non hanno confermato l'esistenza di una seconda specie, *T. aduncus* (LeDuc *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 1999).

Il tursiope, *Tursiops truncatus*, (Montagu 1821) è uno dei cetacei odontoceti (provvisto di denti) più conosciuti al mondo (Wells e Scott, 2009), oltre ad essere uno di quelli avvistati più di frequente nel Mar Mediterraneo (Notarbartolo di Sciara *et al.*, 1993; Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004; Reeves e Notarbartolo di Sciara, 2006; Bearzi *et al.*, 2008).

Il tursiope è un mammifero marino cosmopolita (Wells e Scott, 2009) assente solo alle latitudini più fredde: non è infatti presente oltre il 45° parallelo (Figura 1.1).

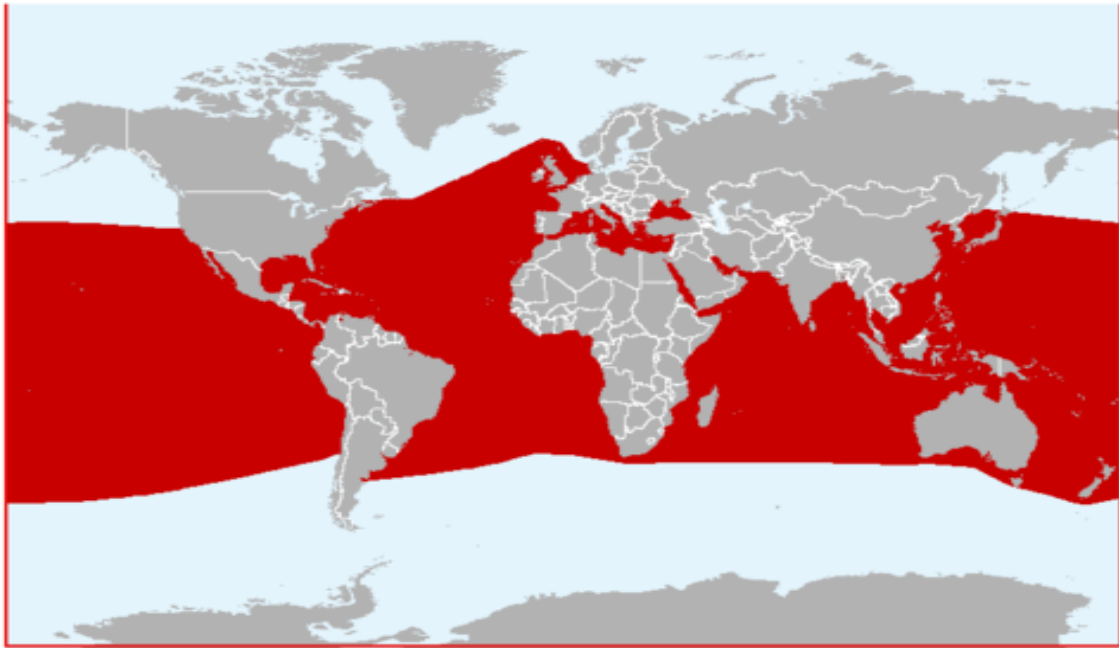


Figura 1.1 Distribuzione di *Tursiops truncatus*. IUNC RedList

Sebbene *T. truncatus* predilige le acque costiere (Wells e Scott, 2009) esistono anche forme pelagiche, avvistate a centinaia di miglia dalla costa, come al largo delle Isole Baleari (Forcada *et al.*, 2004). Nel Mediterraneo, tuttavia, sembra prevalere l'ecotipo costiero (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004).

Tra i due ecotipi esistono alcune differenze: dal punto di vista alimentare quello costiero, in Nord America, si nutre per la maggior parte di pesci costieri mentre l'ecotipo pelagico predilige pesci pelagici e calamari, assenti nel contenuto stomacale del primo (Mead e Potter, 1995). Tra i due ecotipi non c'è una chiara distinzione morfotipica; Hoewel *et al.* (1998) hanno trovato un'evidente differenza genetica tra gli ecotipi presenti nel Nord Atlantico occidentale ma non in quelli delle coste del Sud Africa.

Nel Mar Mediterraneo il tursiope è stato avvistato nelle acque di Albania, Algeria, Croazia, Cipro, Francia, Gibilterra, Grecia, Israele, Italia, Montenegro, Marocco, Slovenia, Spagna, Tunisia e Turchia (Bearzi *et al.*, 2008).

1.1.2. Morfologia e Biologia

Il tursiope presenta una corporatura più possente e muscolosa di quella di altri delfinidi. Il profilo del capo mostra il caratteristico melone, ben pronunciato, separato dal rostro, corto e tozzo, da una netta demarcazione. La colorazione del dorso tende al grigio, assumendo varie tonalità nei diversi individui; il ventre è bianco (a volte tendente al rosa). La guadrappa, in genere ben visibile, è stretta sul capo e va allargandosi, scendendo verso la metà dei fianchi all'altezza della pinna dorsale. La mandibola è bianca come il ventre. Quasi sempre è presente una sottile linea scura che collega l'occhio all'origine della pinna pettorale (Figura 1.2) (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004). Questo generale schema di colorazione del tursiope non è assoluto: all'interno della specie possono essere presenti numerose varianti (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004; Wells e Scott, 2009)

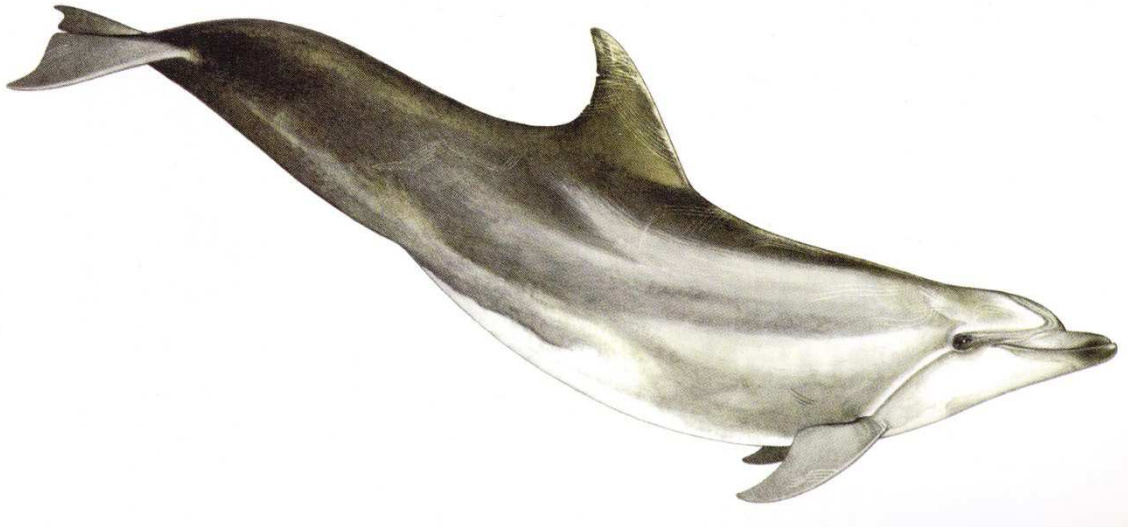


Figura 1.2 Disegno di *Tursiops truncatus*, Notarbartolo di Sciara e Demma. (2004)

Il sesso del tursiope può essere determinato mediante l'osservazione del basso ventre in cui si trovano le fessure genitali (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004): il maschio presenta fessura genitale e fessura anale ben separate mentre nella femmina le due fessure sono più vicine; ai lati della fessura genitale è inoltre presente una coppia di fessure mammarie che contengono le ghiandole mammarie per

l'alimentazione dei piccoli (Figura 1.3).

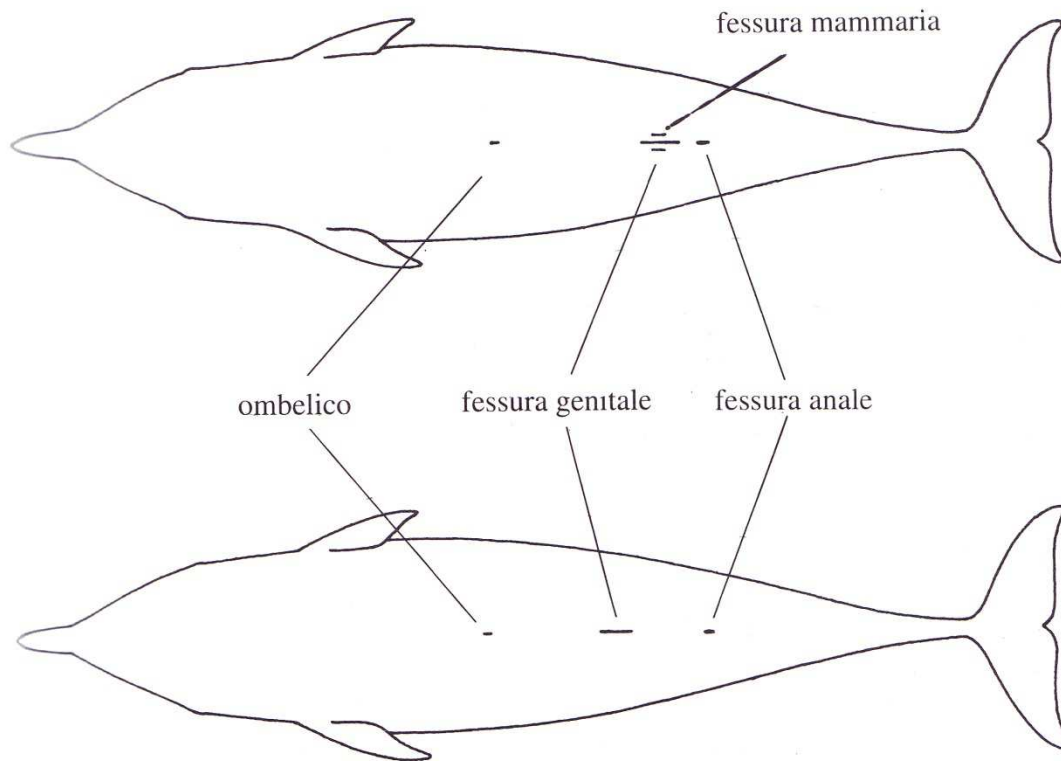


Figura 1.3 Riconoscimento di maschi e femmine dall'osservazione del basso ventre. La femmina (sopra) presenta le fessure mammarie assenti nel maschio (sotto) (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004)

In mare, dove l'osservazione dell'area genitale è spesso difficile, le femmine possono essere riconosciute tramite la loro stretta associazione con un cucciolo (Bearzi *et al.*, 1997).

Recentemente è stata messa a punto una nuova tecnica di determinazione del sesso, assolutamente non invasiva, che utilizza la fotografia della pinna dorsale e ne considera la forma, la porzione di superficie ricoperta da cicatrici e lesioni epidermiche e il numero di tacche presenti per determinare se l'individuo in esame è maschio o femmina (Rowe e Dawson, 2009).

Le dimensioni massime raggiunte dagli individui della popolazione mediterranea sono circa 3-3,5 metri di lunghezza (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004) mentre in altre popolazioni le dimensioni massime sono variabili e si aggirano

attorno ai 2-2,5 metri (Fernandez e Hohn, 1998; Stolen *et al.*, 2002). Studi condotti nell'Oceano Indiano, lungo le coste australiane, fanno pensare che le condizioni ambientali, in particolare la temperatura delle acque, giochino un importante ruolo nel determinare la lunghezza massima raggiunta dagli individui nelle varie popolazioni: a temperature minori corrisponderebbero dimensioni maggiori (Ross e Crockcroft, 1990; Cheal e Gale, 1992).

Maschi e femmine presentano un leggero dimorfismo sessuale: i maschi sono più lunghi del 2-10% (Chivers, 2002), tuttavia questo dimorfismo non è visibile alla nascita ma si osserva negli adulti quando alla stessa età le femmine deviano l'energia per la riproduzione piuttosto che per l'accrescimento fisico (Fernandez e Hohn, 1998). Oltre alla lunghezza totale i tursiopi di Sarasota, Florida, si differenziano anche per altre caratteristiche: la lunghezza del peduncolo caudale destro, la distanza tra rostro e pinna dorsale e tre circonferenze corporee sono maggiori nei maschi; la proiezione della mascella inferiore (misurata dalla punta della mascella superiore alla punta della mascella inferiore) e la distanza del rostro dalla fessura genitale, risultano invece significativamente maggiori nelle femmine (Tolley *et al.*, 1995).

Dal punto di vista alimentare il tursiope è stato definito una specie opportunistica (Barros e Odell, 1990), non è raro vederlo aggirarsi attorno alle gabbie di allevamento dell'acquacoltura (Dìaz Lòpez, 2012; Bonizzoni *et al.*, 2013). Nel Mediterraneo occidentale *T. truncatus* sembra cibarsi prevalentemente di nasello (*Merluccius merluccius*) (Voliani e Volpi, 1990; Orsi Relini *et al.*, 1994; Fossa *et al.*, 2011); i cefalopodi hanno una minore importanza nella dieta e includono soprattutto ottopodi (Blanco *et al.*, 2001).

Durante la caccia il tursiope emette una vocalizzazione che prende il nome di "brays" e che probabilmente ha funzione sia di richiamo per i co-specifici sia di alterazione del comportamento della preda, in modo da renderla più facilmente catturabile (Janik, 2000). I tursiopi cacciano prevalentemente tra i 20 e i 30 metri di profondità, come suggerisce anche la rilevazione dei "brays" (Hastie *et al.*, 2006).

1.1.3. Caratteri riproduttivi e demografici

Le femmine di tursiope raggiungono la maturità sessuale prima dei maschi: Crockcroft e Ross, (1990) hanno osservato che la prima ovulazione avviene tra i 9,5 e gli 11 anni, Scott *et al.* (1990) riportano un individuo che si è riprodotto all'età di 7 anni, Cheal e Gale, (1992) valutano la prima gravidanza tra gli 11 e i 13 anni, Mann *et al.* (2000) hanno osservato femmine di tursiope che davano alla luce il loro primo piccolo ad un'età compresa tra i 12 e i 15 anni.

Il periodo di gestazione dura poco più di un anno: 12,3 mesi o 374 giorni (Cockroft e Ross, 1990). Come in tutti i cetacei, in cui i parti gemellari sono rarissimi, il tursiope partorisce un piccolo alla volta (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004). Normalmente la femmina svezza il piccolo prima della gravidanza successiva; in alcuni casi tuttavia lo svezzamento dura anche durante la nuova gravidanza, prolungandosi in caso di morte del feto (Mann *et al.*, 2000).

Le nascite nella Shark Bay, in Australia, avvengono tra Ottobre e Gennaio (Mann *et al.*, 2000), in Doubtful Sound, in Nuova Zelanda, tra Dicembre ed Ottobre con un picco a Gennaio (Haase e Schneider, 2001), in entrambi i casi nella Primavera-Estate australe, seguendo l'andamento della temperatura delle acque superficiali. In Texas il picco delle nascite è stato registrato tra Marzo e Aprile (Fernandez e Hohn, 1998; Mattson *et al.*, 2006). In Mediterraneo il periodo riproduttivo non è ben definito anche se in generale accoppiamenti e nascite sembrano avvenire nella stagione più calda (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004).

L'intervallo di riproduzione è tra 3 e 6,2 anni. Quando una femmina perde il suo cucciolo può accoppiarsi nuovamente durante lo stesso anno solo se il piccolo aveva meno di 3 mesi: la femmina ha bisogno di un periodo per recuperare le energie investite nello svezzamento (Mann *et al.*, 2000).

Sembrirebbe che una volta raggiunta la maturità sessuale il tursiope rimanga fertile per tutta la durata della sua vita (Cockroft e Ross, 1990).

Il piccolo, alla nascita, è lungo poco più di un metro, 109,4 cm (Fernandez e

Hohn, 1998). Nel suo primo anno di vita la massa corporea aumenta circa del 255% per poi crescere più lentamente nei 4 anni successivi (rispettivamente 49%, 13,5%, 10,6%, 3,8%). La crescita in lunghezza, invece, è meno rapida ed è di circa il 57% nel primo anno per poi decrescere negli anni successivi (15,2%, 3,7%, 4%, 5,5%) (Cockroft e Ross, 1990).

Come nella maggior parte dei mammiferi anche nel tursiope l'infanzia è il periodo più pericoloso (Patterson *et al.*, 1998; Dunn *et al.*, 2002). Nella Shark Bay il 44% dei cuccioli muore prima dello svezzamento (Mann *et al.*, 2000): questa mortalità dipende principalmente dalle condizioni fisiche al momento della nascita piuttosto che dall'attacco di predatori, quali gli squali (Mann e Watson-Capps, 2005).

1.1.4. Aspetti comportamentali

I tursiopi sono animali gregari, vivono in società “fission-fusion” (Würsig e Würsig, 1979) le cui dimensioni variano: diminuiscono quando c'è un alto livello di competizione e aumentano quando i costi dell'aggregazione sono bassi e i benefici sociali alti (Chapman *et al.*, 1993).

La popolazione si suddivide in gruppi la cui composizione è spesso determinata dal sesso, dall'età, dalle condizioni riproduttive, da relazioni familiari e storie di affiliazione. I gruppi più comuni nella comunità vicino a Sarasota sono quelli composti da coppie madre-piccolo, gruppi di subadulti, femmine con i piccoli e maschi singoli o riuniti in coppie o terzetti (Wells *et al.*, 1987; Connor *et al.*, 1992).

I piccoli rimangono con la madre da tre a sei anni per poi raggiungere gruppi di subadulti che possono essere composti da individui di ambo i sessi. Raggiunta la maturità sessuale le femmine tornano nel gruppo di origine, assieme alle altre femmine ed ai loro piccoli. I maschi, invece, rimangono solitari o si uniscono in coppie o terzetti (Wells, 1991). Due o tre maschi possono formare alleanze di primo ordine: i membri si “prendono cura di una femmina”, le nuotano affiancati e la proteggono da altri maschi. Durante alleanze di secondo ordine, invece, più gruppi di tursiopi si alleano per sottrarre femmine ad altri gruppi. Generalmente vengono preferite femmine non incinte (Connor *et al.*, 1992). Nelle Bahamas le associazioni maschio-

maschio sembrerebbero avvenire prevalentemente tra consanguinei (Parson *et al.*, 2003), a differenza di quello che avviene in Australia, dove le alleanze seguono criteri diversi dalla parentela (Möller *et al.*, 2001).

In Sardegna, dove sono presenti strutture di acquacultura, si possono trovare due differenti categorie di tursiopi: 1) gli opportunisti, che si nutrono in prossimità delle gabbie di allevamento e formano gruppi numericamente ridotti, 2) i non opportunisti, che cacciano al largo delle gabbie e mostrano gruppi numericamente maggiori. Quando il cibo viene procurato in prossimità dell'allevamento, i benefici dati dalla cooperazione diminuiscono per la facilità di cattura delle prede: in questo caso i costi dell'associazione sarebbero maggiori dei benefici (Dìaz Lòpez e Shirai, 2008).

Le dimensioni del gruppo sembrano variare anche in funzione del numero di piccoli presenti: aumentando il numero di cuccioli aumenta la dimensione, questo fa sì che si abbia una migliore assistenza ai piccoli e un minore investimento di energie materne (Bearzi *et al.*, 1997).

1.1.5. Cause di mortalità e conservazione

Storicamente, una delle principali cause di mortalità per le specie di piccoli cetacei è stata la caccia e l'uccisione da parte dei pescatori, che li percepivano come minacce e competitori per la pesca. Fino alla seconda metà del ventesimo secolo l'uccisione dei delfini era permessa e ricompensata con premi dai vari Stati che si affacciano sul Mar Mediterraneo. La principale campagna di uccisione di delfini nel Nord Adriatico fu promossa dal Ministero della Pesca della Repubblica popolare di Croazia; nel 1955 la campagna fu presa in consegna dalla Società della Pesca Marina della Jugoslavia. Solo nel 1995 tutti i mammiferi marini vennero protetti dalla legge Croata (Bearzi *et al.*, 2008)

Anche l'Italia favorì le uccisioni dei delfini, con ricompense monetarie differenti a seconda dell'animale ucciso, con riconoscimenti maggiori per l'uccisione di femmine gravide. A partire dal 1979 il governo italiano proibì l'uccisione non autorizzata di delfini (Bearzi *et al.*, 2004).

Anche se oggi cacciare questi animali è illegale non vuol dire che non siano colpiti da minacce differenti.

Trattandosi di un animale prevalentemente costiero, il tursiope è regolarmente esposto ad un'ampia varietà di attività umane. Le principali minacce che attualmente gravano su questa specie sono la diminuzione di prede a causa dell'*overfishing* e della distruzione degli habitat, la mortalità accidentale nelle reti da pesca (*by-catch*) e l'effetto tossico di xenobiotici (Reeves e Notarbartolo di Sciara, 2006).

Spesso anche la pesca ricreativa può essere pericolosa per i piccoli cetacei, che possono aggrovigliarsi nelle lenze (Wells *et al.*, 1998).

Negli ultimi anni è aumentato il numero di barche per l'attività di *whale watching*: questo, unito all'aumento del traffico marittimo, provoca un aumento del disturbo marino che incide sul comportamento dei tursiopi. Nowacek *et al.* (2001), hanno osservato che l'intervallo tra due successive emersioni per respirare è significativamente maggiore quando sono presenti imbarcazioni di *whale watching*, mentre Costantine *et al.* (2004), hanno trovato che in presenza di imbarcazioni varia il periodo di riposo in superficie (*resting*): il tempo di *resting* diminuisce significativamente con l'aumentare del numero di barche, causando uno stress fisiologico all'animale.

Nel 2012 il tursiope è indicato nella RedList come specie *Least Concern* in quanto, sebbene ci siano alcune minacce che operano sulle popolazioni locali, la specie è diffusa e abbondante e si pensa che nessuno di questi rischi possa essere causa di un declino globale.

La sub-popolazione mediterranea, tuttavia, viene considerata come *Vulnerable* in accordo con i criteri della Red List dell'International Union for Conservation of Nature" (IUNC) (Bearzi e Fortuna, 2006).

1.2. Spiaggiamenti

Lo studio di animali selvatici è sempre una sfida per i ricercatori, ancora più difficile è studiare specie che vivono in ambiente marino: la ricerca in mare richiede

l'utilizzo di imbarcazioni e di una adeguata strumentazione per raccogliere foto, filmati e altri dati, che spesso hanno costi elevati.

Una tecnica più economica che può essere utilizzata per lo studio delle popolazioni di mammiferi marini, è l'analisi degli spiaggiamenti.

Per spiaggiamento si intende quando un animale, vivo o morto, viene portato a riva dalle correnti. Molte volte è lo stesso animale, se debilitato o malato, che tende a farsi trasportare verso riva per poter facilitare la respirazione, anche se questo potrebbe portarlo alla morte. In animali strettamente gregari è possibile vedere spiaggiamenti di massa: in alcuni casi gli animali in buone condizioni di salute seguono fino a riva l'animale morente, rischiando essi stessi di rimanere spiaggiati e di morire (Mazzuca *et al.*, 1999). Altri spiaggiamenti di massa di animali vivi possono essere causati dal disorientamento: sembrerebbe che alcuni mammiferi marini si orientino mediante il campo magnetico terrestre e anomalie o disturbi magnetici possano portarli a percorrere rotte completamente errate facendoli giungere sulla costa (Kirschvink *et al.*, 1986; Klinowska, 1986). Spesso gli animali che arrivano vivi sulla spiaggia muoiono dove sono spiaggiati, a volte neppure l'intervento umano riesce a salvarli, anche se, in alcuni casi, il salvataggio è possibile (McManus *et al.*, 1984; Wiley *et al.*, 2001). Altre volte, invece, l'animale giunge sulla spiaggia, o nella sua prossimità, già morto. Le cause dei decessi possono essere diverse: dalle condizioni naturali avverse ai parassiti, dalla morte naturale o causata da un predatore alle cause antropiche.

Nel mondo esistono diversi database in cui sono raccolte le informazioni relative agli spiaggiamenti. Uno dei primi programmi di raccolta dati venne iniziato da Frederick True, noto cetologo e primo direttore del U.S National Museum of Natural History (Smithsonian Institution) a Washington, DC. I programmi di raccolta dati sono poi continuati fino ad oggi, in tutto il mondo (Perrin e Geraci, 2009).

Da un animale spiaggiato si possono raccogliere molte informazioni, dalle quali si possono sviluppare modelli demografici della popolazione, curve di crescita, analisi biochimiche e così via.

Il primo dato, e forse il più facile da raccogliere, è la lunghezza dell'animale. Normalmente tale lunghezza viene considerata dall'apice del rostro alla punta della

coda (Norris, 1961; Stolen *et al.*, 2002). Sebbene sia una delle più semplici informazioni recuperabili dalla carcassa, molto spesso la misurazione viene effettuata con una certa approssimazione, che può avere un'influenza negativa su una successiva analisi dei dati. Questo non sempre è dovuto all'imprecisione dell'osservatore ma a volte proprio a causa della condizione dell'animale, che può essere in stato di decomposizione avanzata, o al luogo di spiaggiamento che non permette agli operatori di raggiungere la carcassa e quindi di effettuare le dovute misure.

Dall'animale spiaggiato può essere rilevato il sesso, visibile dai caratteri esterni (Fruet *et al.*, 2010); possono esserci delle problematiche che riguardano le condizioni della carcassa: qualora questa fosse in un avanzato stadio di decomposizione la determinazione del sesso spesso non è possibile.

Rilevare il sesso dell'animale è indispensabile per determinare la *sex ratio* della popolazione.

Le figure 1.4 e 1.5 mostrano due esempi di tursiopi spiaggiati, uno in evidente stato di decomposizione e l'altro morto recentemente.



Figura 1.4 Tursiope in decomposizione avanzata rinvenuto il 16 ottobre del 2008 in Puglia. Si tratta di una femmina di 204 centimetri. Foto: PPDA



Figura 1.5 Tursiope morto recentemente rinvenuto il 15 marzo 2008 in Toscana. Si tratta di un maschio di 183 cm. Foto: Capitaneria di Porto (CDP)

Per il tursiope, quando si ha a disposizione una carcassa, possono essere raccolti anche i denti. L'analisi degli strati di dentina, correlata alla lunghezza del corpo, permette di realizzare una curva di crescita dell'animale (Mattson *et al.*, 2006).

Con campioni di sangue o tessuti possono essere condotte analisi per indagare la struttura genetica della popolazione (Wang *et al.*, 1999; Parson *et al.*, 2002; Natoli *et al.*, 2005; Gaspari *et al.*, 2013).

Recentemente Peltier *et al.* (2012) hanno iniziato a condurre degli studi sulla dinamica degli spiaggiamenti in modo da ottimizzare i dati ottenuti e utilizzarli per ottenere un'accurata stima del numero totale di cetacei morti in mare: questo lavoro non è che la prima parte di un progetto che ha lo scopo di investigare il significato ecologico e la credibilità statistica delle serie storiche degli spiaggiamenti.

1.3. Modelli demografici

L'utilizzo di metodi demografici è di fondamentale importanza per la conservazione delle specie, in quanto permette di valutare lo stato di una popolazione in un determinato periodo di tempo e di fare proiezioni per il futuro.

Il primo passo per l'approccio demografico è lo sviluppo di un sistema di tabulazione, le *life-table*, sviluppate per la prima volta da Lotka (1925). In esse sono riassunti diversi valori che descrivono le caratteristiche della popolazione naturale, quali abbondanza (o densità), sopravvivenza e riproduzione.

Esistono due tipi diversi di *life-tables*: 1) "per coorte" (*cohort life-tables*), in cui una singola coorte, una singola classe di età (cioè un gruppo di individui nati in un breve arco di tempo), viene seguita dalla nascita fino alla morte dell'ultimo sopravvissuto; 2) "statiche" (*static life-tables*): costruite campionando la popolazione per ottenere la distribuzione per classi di età in un singolo periodo di tempo, assumendo di aver campionato ciascuna classe proporzionalmente alla propria abbondanza (Smith e Smith, 2007). Se la struttura della popolazione, in un tempo definito, è monotona decrescente e il tasso di mortalità della stessa rimane costante nel tempo, allora è possibile considerare le differenze numeriche tra classi più giovani e classi più vecchie come mortalità (Fujiwara e Caswell, 2001; Santangelo *et al.*, 2007). Un altro approccio per lo studio demografico è quello di compilare tavole di mortalità (*mortality tables*) a partire dal numero di individui morti in un dato periodo, in una certa zona, suddividendoli in classi di età (Deevey, 1947; Berger, 1990).

Le *cohort life table* vengono di solito utilizzate con popolazioni con un ciclo vitale breve; per popolazioni con cicli vitali più lunghi vengono preferite le *static life-tables* o le *mortality tables* (Caughley, 1966).

L'informazione principale che ci viene fornita da una *life table* è la sopravvivenza $l(x)$, ovvero la probabilità di sopravvivere dalla nascita fino all'età x . Il valore $l(x)$ dell'età 0 è 1. Con i valori di $l(x)$ si può ricavare una curva di sopravvivenza.

Esistono tre principali tipi di curve di sopravvivenza: la curva di tipo I descrive una popolazione con una bassa mortalità negli individui giovani, caratteristica di alcune popolazioni umane dei paesi sviluppati; la curva di tipo II rappresenta una mortalità

costante; la curva di tipo III, invece, descrive una popolazione con un'alta mortalità tra gli individui giovani (Ricklefs e Miller, 1999; Smith e Smith, 2007) (Figura 1.6).

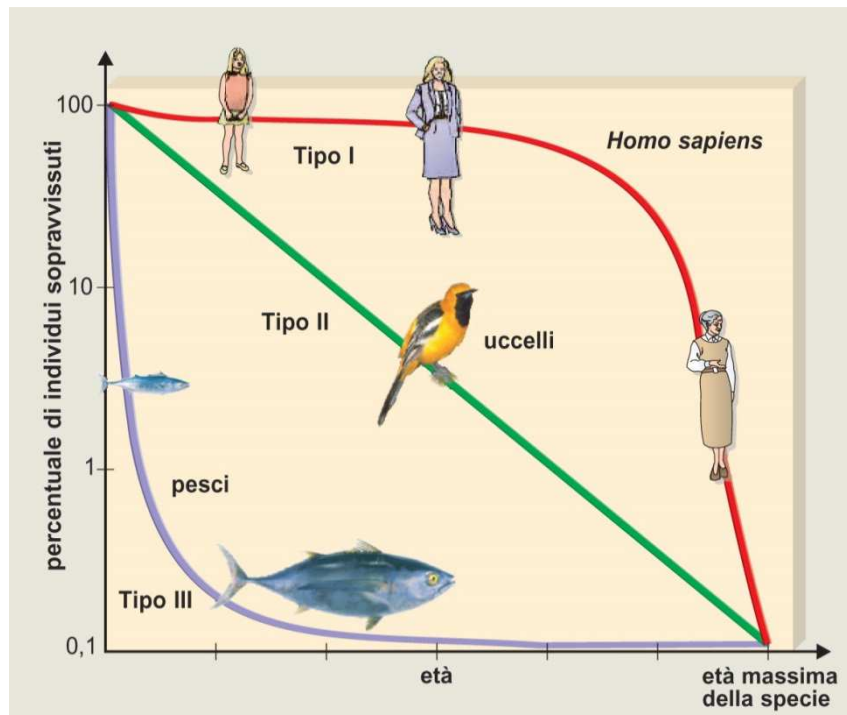


Figura 1.6 Tre differenti curve di sopravvivenza. Le popolazioni con una curva di sopravvivenza di tipo I hanno una bassa mortalità giovanile. Popolazioni con alta mortalità giovanile hanno una curva di sopravvivenza di tipo III (www.libreriaweb.edatlas.it)

Dalle *life-table* è possibile anche calcolare due parametri, il tasso geometrico (λ) e intrinseco (r) di accrescimento, che indicano la tendenza della popolazione nel tempo.

Tra il tasso geometrico e il tasso intrinseco di accrescimento esiste la seguente relazione:

$$\lambda = e^r$$

Se λ è uguale a 1 la popolazione è stabile, minore di 1 la popolazione è in declino, maggiore di 1 la popolazione è in crescita.

I modelli demografici strutturati per classi di età o per stadi vitali vengono utilizzati da diversi anni per lo studio della dinamica delle popolazioni naturali (Fujiwara e Caswell, 2001; Stolen e Barlow, 2003; Arrigoni *et al.*, 2011): sono infatti strumenti per la rappresentazione della storia della popolazione sulla base di stadi vitali in cui la

popolazione è suddivisa. Gli stadi vitali costituiscono le diverse fasi del ciclo di vita di una popolazione: tutti i nuovi individui prodotti per riproduzione (reclute) entrano nel primo stadio vitale e raggiungono gli altri stadi con una percentuale decrescente. La morte può avvenire non solo nell'ultimo stadio, ma anche in ognuno dei precedenti. Questo tipo di rappresentazione viene chiamata "catena di Marvok" (Figura 1.7).

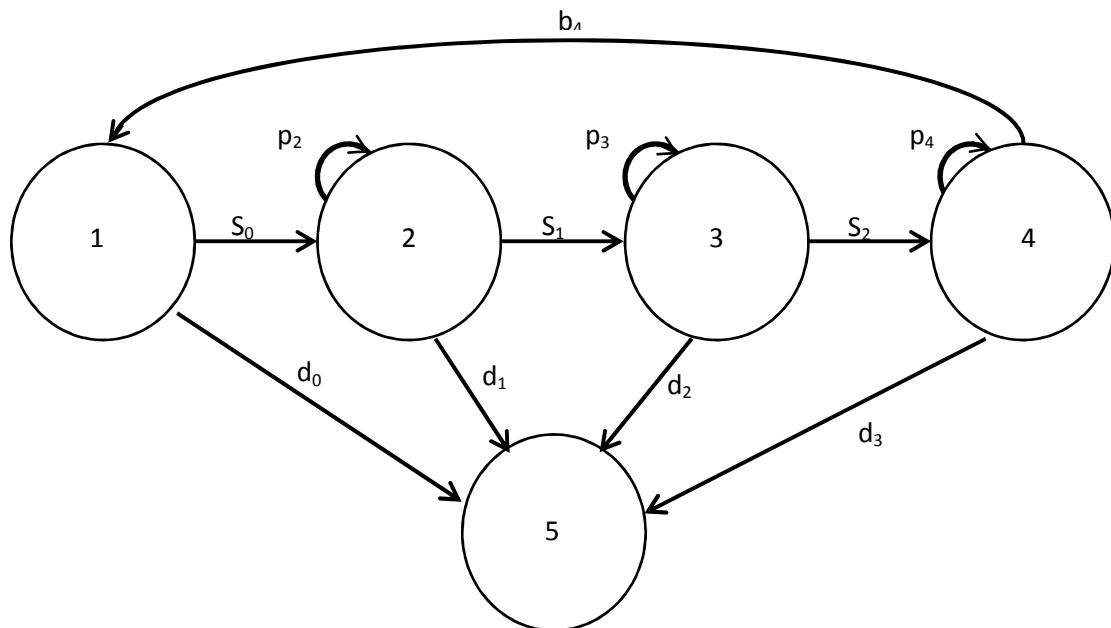


Figura 1.7 Grafico del ciclo vitale del tursiopo: 1 *Newborns*; 2 *Calves*; 3 *Juveniles*; 4 *Adults*; 5 *Deads*. Ogni freccia rappresenta la probabilità di transizione da uno stadio al successivo. S_x indica la sopravvivenza; d_x è la mortalità; b_x è il tasso specifico di fecondità degli individui. Le frecce che escono e rientrano nello stesso stadio indicano la permanenza dell'animale in questo, con una probabilità p_x .

Gli individui di uno stadio hanno una determinata probabilità di passare a quello successivo (probabilità di transizione) calcolata a partire dalla struttura della popolazione. Altro parametro importante per questi modelli è quello riproduttivo, che permette di calcolare quanti nuovi individui entrano nel primo stadio ad ogni evento riproduttivo.

Avendo a disposizione questi parametri si può facilmente fare una proiezione della popolazione del tempo, utilizzando le matrici di Lewis-Leslie (Lewis, 1942; Leslie 1945, 1948).

Le matrici permettono di calcolare il numero di nuovi nati alla generazione successiva ($Newborn = \sum N_x(t) * s_x * b_{x+1}$) e il numero di individui che passeranno da uno stadio

all'altro ($N_x(t+1)=N_x(t)*s_x$) (Stearns, 1992).

Ad esempio, per una popolazione con ciclo vitale di tre anni, la matrice di transizione sarà:

$$\begin{bmatrix} s_0 b_1 & s_1 b_2 & s_2 b_3 \\ s_0 & 0 & 0 \\ 0 & s_1 & 0 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} n_0(t) \\ n_1(t) \\ n_2(t) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} n_0(t+1) \\ n_1(t+1) \\ n_2(t+1) \end{bmatrix}$$

$$\mathbf{A} \times \mathbf{n}(0) = \mathbf{n}(t+1)$$

$$\mathbf{A} \times \mathbf{n}(0) = \mathbf{n}(t+1)$$

La matrice A definisce la proiezione della struttura della popolazione dal tempo t al tempo t+1. Il vettore n(0) definisce la popolazione al tempo t. Il prodotto di A ed n(0) darà la struttura della popolazione al tempo t+1.

1.4 Scopo della Tesi

Sebbene il tursiope sia uno dei cetacei più studiati al mondo, le conoscenze demografiche inerenti la sottopopolazione mediterranea sono scarse. Sono stati infatti condotti molti lavori di carattere eto-ecologico (Bearzi *et al.*, 1997, 2005; Gnone *et al.*, 2011a) ma nessuno di tipo demografico.

Lo scopo di questa tesi è: 1) la raccolta e l'analisi dei dati degli spiaggiamenti avvenuti sulle coste di Italia e della Francia mediterranea; 2) l'analisi della struttura della popolazione dedotta dai dati di mortalità (*Mortality tables*); 3) la modellizzazione dei dati con lo scopo di realizzare delle simulazioni della struttura della popolazione nel tempo.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Dataset spiaggiamenti

Per l'analisi demografica degli spiaggiamenti di tursiope nel Mar Mediterraneo sono stati analizzati i dati raccolti dal 1986 al 2011, presenti nel Database CIBRA (Centro Interdisciplinare di Bioacustica e Ricerche Ambientali) gestito dall'Università di Pavia e nel Database dello Observatoire Pelagis dell'Università di La Rochelle, rispettivamente per le coste italiane e francesi.

Sono stati richiesti, inoltre, i dati spagnoli raccolti nel database MEDACES, ma purtroppo tali dati non sono mai stati inviati.

Al fine del nostro lavoro sono stati utilizzati esclusivamente dati di animali spiaggiati e morti, tralasciando le informazioni di animali soccorsi e rilasciati con successo in mare. Per sviluppare *life-table* e per studiare la mortalità della popolazione, sono state utilizzate le informazioni riguardanti il sesso e la lunghezza degli individui.

2.1.1. Database CIBRA

I dati presenti nel database CIBRA sono stati raccolti a partire dal 1986 dal Centro Studi Cetacei e dai suoi volontari. Il CSC ha organizzato una rete nazionale di osservazione per controllare le coste e intervenire in caso di animali spiaggiati: effettuare il riconoscimento della specie, raccogliere dati, prelevare campioni o in alcuni casi l'intera carcassa. Annualmente il CSC, con le informazioni collezionate, pubblica rapporti sugli animali rinvenuti e sulle cause di morte.

Recentemente anche altre organizzazioni hanno iniziato ad occuparsi di spiaggiamenti e a raccogliere dati poi inseriti in reti di monitoraggio locali. L'attenzione per il fenomeno degli spiaggiamenti è così aumentata ma anche la frammentazione delle informazioni. Il Ministero dell'Ambiente, per risolvere questo problema, ha istituito un Centro di Coordinamento per la raccolta dei dati sugli animali spiaggiati, gestito dal CIBRA dell'Università di Pavia e dal Museo Civico di Storia Naturale di Milano. Il Centro di Coordinamento include la Banca Dati, con accesso online, che incorpora i dati,

pubblicati dal CSC dal 1986 al 2005 e successivamente dal 2006 al 2010, georeferenziati e verificati con le schede originali, e i dati fino ad oggi pervenuti dai partners del progetto. Il progetto è stato realizzato con l'Università di Padova e con il Museo di Storia Naturale di Milano, con la partecipazione di numerosi enti di ricerca nazionali e internazionali, in coerenza ed applicazione delle prescrizioni derivanti anche dagli Accordi internazionali di settore (Pelagos, ACCOBAMS, International Whaling Commission, Marine Strategy) per fornire utili strumenti di conoscenza e di indagine sia ai Ministeri competenti sia alla comunità scientifica degli studiosi di biologia marina e dei cetacei in particolare. La Banca Dati opera in stretto coordinamento con la Banca Tessuti dell'Università di Padova (<http://www-3.unipv.it/cibra/spiaggiamenti.html>).

La videata del database CIBRA con la scheda informativa, che raccoglie data e luogo di spiaggiamento, ricognitori o enti intervenuti, sesso e lunghezza dell'animale e altre informazioni dello spiaggiamento, è visibile in Figura 2.1.

2.1.2. Réseau National d'Echouages

La Réseau National d'Echouages, RNE, è stata istituita nel 1972 ed è composta da rappresentanti locali, associazioni, enti pubblici, volontari o individui che sono disponibili a intervenire lungo tutta la costa francese in caso di mammiferi marini spiaggiati. La rete è coordinata dal Centre de Recherche sur les Mammifères Marins, CRMM, sotto la supervisione del Ministero dell'Ambiente. Per oltre 35 anni, con centinaia di volontari, la RNE, ha permesso al CRMM di costituire la più importante serie storica di dati sui mammiferi marini in Francia, oltre che una delle più lunghe serie di dati in Europa (<http://crmm.univ-lr.fr/index.php/en/stranding/reseau-national-echouages>).

Vista mappa | Vista tabella | Report | Record 5 di 999. (Trovati 1016) 5

ID 13 Data 01-08-1986 N° tot animali 1

Coordinate (Min.nn con nn decimale .000-999) Mappa

Esatte Latitudine - Deg Min.nn
 Approssimate Longitudine - Deg Min.nn

Ente ricognitore NON SPECIFICATO Ricognitori
 Prima segnalazione di
 Riferimenti

Località FRANCAVILLA, CHIETI
 Nazione Italia
 Regione Abruzzo
 Settore Mar Adriatico centrale

ID	Autore	Anno	Titolo

Record 1 di 1.

ID spiaggiamento 13 N° elemento 1 di 1

Specie **Tursiops truncatus** Sesso **M** Lunghezza (mt) 2.93
 Famiglia **Delphinidae** Adulto Misurata
 Sottordine **Odontoceti** Giovane Stimata

Collisione con natante
 Cattura accidentale
 Segno di attrezzi da pesca
 Presenza reti
 Presenza ami
 Ritrovato in mare
 Ferite da arma da fuoco

Presenza amputazioni

Vivo Ricoverato
 Rilasciato
 Deceduto
 successivamente

Morto Recente
 Decomposto
 Decomposizione
 avanzata
 Mummificato
 Ossa
 Sepolto
 Smaltito

ID main	Num	ID parte	Descrizione parte	Conservata presso	ID tessuti

Foto
 Video
 Necropsia

Note

Figura 2.1 Esempio di scheda del database CIBRA in cui sono contenute tutte le informazioni raccolte sull'animale.

2.2. Curve di crescita

Nei denti dei piccoli odontoceti le deposizioni di dentina e cemento sono annuali: attraverso una sezione trasversale (Figura 2.2) è possibile contare gli strati di crescita (*growth-layer group*, GLGs) che permettono di stimare l'età dell'animale (Hohn *et al.*, 1989).

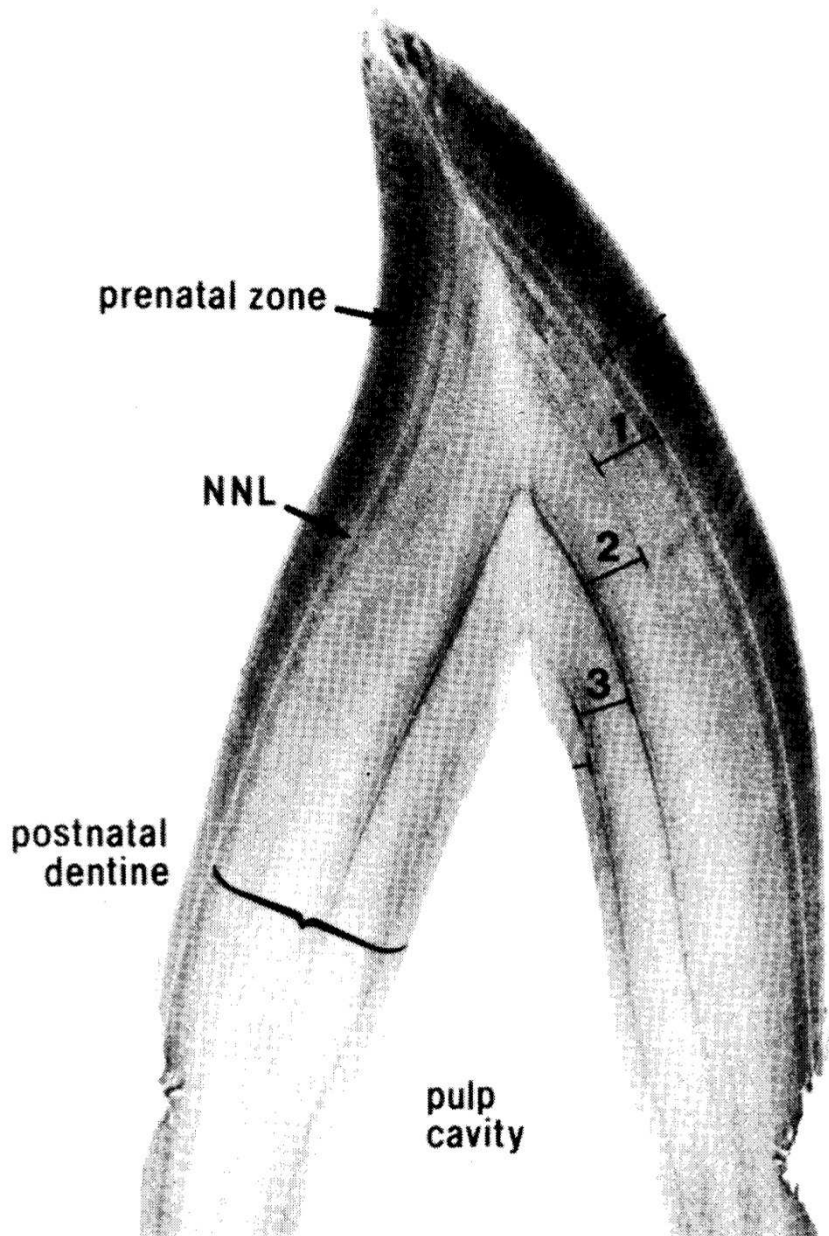


Figura 2.2 Sezione trasversale di un dente. Le età sono indicate dai numeri. (Hohn *et al.*, 1989)

Mettendo in relazione l'età con la lunghezza corporea è possibile sviluppare una curva di crescita per la popolazione (Cockcroft e Ross, 1990; Cheal e Gale, 1992; Fernandez e Hohn, 1998; Stolen *et al.*, 2002; Mattson *et al.*, 2006; Butti *et al.*, 2007; Siciliano *et al.*, 2007), uno strumento fondamentale per stimare l'età di un individuo quando si ha a disposizione solo la taglia (Figura 2.3).

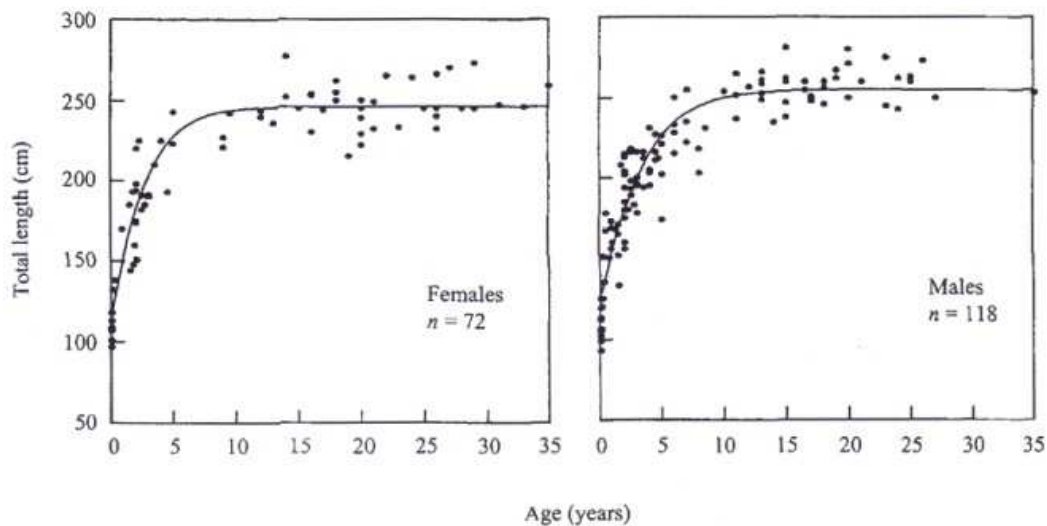


Figura 2.3 Curve di crescita, distinta in maschi e femmine, per la popolazione di tursiope della Florida (Stolen *et al.*, 2002)

Per la popolazione mediterranea di tursiope è stata proposta una sola curva di crescita (Butti *et al.*, 2007) (Figura 2.4). Questa curva, tuttavia, è differente da quelle realizzate per le popolazioni di altre parti del mondo (Cockcroft e Ross, 1990; Cheal e Gale, 1992; Fernandez e Hohn, 1998; Stolen *et al.*, 2002; Mattson *et al.*, 2006; Siciliano *et al.*, 2007), in quanto l'origine del grafico, che indica un'età alla nascita di circa 150 centimetri, fa pensare che l'età venga sottostimata, poiché i piccoli appena nati misurano poco più di un metro (Fernandez e Hohn, 1998). Butti *et al.* (2007) hanno costruito tale curva esaminando la densità ossea della pinna pettorale e non la deposizione annuale di dentina, considerando che anche la matrice ossea è depositata costantemente nel corso della vita.

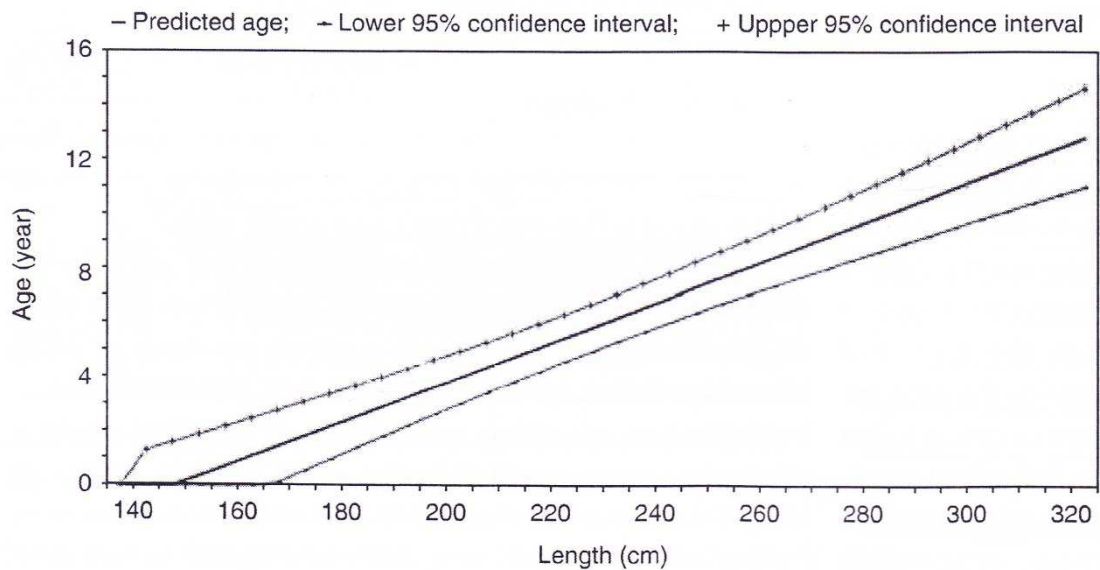


Figura 2.4 Curva di crescita per la popolazione mediterranea di tursiope (Butti *et al.*, 2007)

Essendo la popolazione mediterranea di tursiope più grande di quella di altre popolazioni, arrivando a circa 3,5 metri (Notarbartolo di Sciarra *et al.*, 2004) contro i 2,5 metri della popolazioni di zone come Texas e Florida (Fernandez e Hohn, 1998; Stolen *et al.*, 2002), non è possibile utilizzare nessuna delle curve di crescita sviluppate in precedenza, poiché la lunghezza asintotica di queste curve è inferiore di circa un metro alla lunghezza massima raggiunta dai tursiopi mediterranei.

2.3. Struttura della popolazione in stadi vitali

Gli animali spiaggiati, rinvenuti all'interno dei database, sono stati suddivisi in stadi vitali al fine di analizzare la struttura della popolazione.

Sono stati individuati quattro stadi vitali:

- *Newborns*: individui appena nati, riconoscibili perché possiedono ancora le pieghe fetali. Di solito sono considerati *Newborns* individui la cui età è compresa tra 0 e 75 giorni (Gnone, comunicazione personale);
- *Calves*: cuccioli che vengono ancora allattati dalla madre, il periodo di allattamento mediamente dura fino ai 4 anni di vita (Bearzi *et al.*, 1997; Mann *et al.*, 2000);

- *Juveniles*: individui giovani non ancora riproduttivi. L'età di prima riproduzione varia tra maschi e femmine avvenendo prima in queste ultime. Le femmine sono state considerate *Juveniles* dai 4 ai 9 anni (Bearzi *et al.*, 1997), i maschi dai 4 agli 11 anni (Perrin *et al.*, 1984; Cheal e Gale, 1992);
- *Adults*: individui sessualmente maturi, comprendono femmine da 9 a 57 anni e maschi da 11 a 48 anni (Wells e Scott, 1999).

Poiché nel database non è indicato lo stadio vitale di appartenenza degli animali spiaggiati o la loro età, per assegnarli ad uno dei quattro stadi vitali è stata utilizzata la curva di crescita di Butti *et al.* (2007), dalla quale sono state ricavate le dimensioni corrispondenti alle età soglia.

Sono stati considerati:

- *Newborns*: tutti gli individui di dimensioni inferiori ai 120 cm (Gnone, comunicazione personale);
- *Calves*: animali di dimensioni comprese tra i 120 e i 200 centimetri;
- *Juveniles*: femmine comprese tra i 200 e i 270 cm, maschi con dimensioni tra i 200 e i 290 cm;
- *Adults*: individui di sesso femminile di dimensioni maggiori di 270 cm e individui di sesso maschile maggiori di 290 cm.

Nel database è presente un considerevole numero di animali di cui non è stato possibile individuare il sesso (N=347). Come già detto in precedenza maschi e femmine raggiungono la maturità sessuale ad età (e taglie) differenti. Questo non ci permetterebbe di determinare se un individuo di sesso sconosciuto appartiene ai *Juveniles* o agli *Adults*, utilizzando i criteri sopra descritti. In questo modo le informazioni che potremmo ottenere da questi individui andrebbero perse. Per evitare ciò, in accordo con Fruet *et al.* (2010), si è deciso di considerare come taglia soglia di *Juveniles* e *Adults* la dimensione media di maschi e femmine per i due stadi (animali di sesso sconosciuto tra i 200 cm e i 280 cm sono stati considerati *Juveniles* mentre quelli di dimensioni superiori ai 280 cm *Adults*).

3. RISULTATI

3.1. Analisi spiaggiamenti

3.1.1. Analisi preliminare database

Tra il 1986 e il 2011 nell'intera area di studio sono spiaggiati 1125 tursiopi; 12 dei quali, ancora vivi al momento del ritrovamento, sono stati rilasciati con successo in mare.

Dei 1113 individui morti, 927 sono spiaggiati lungo le coste italiane (0,12 animali/km) e 186 lungo quelle francesi (0,09 animali/km) (Figura 3.1 e 3.2).



Figura 3.1 Cartina degli spiaggiamenti di tursiophe segnalati nel Database CIBRA dall'inizio dei rilevamenti all'inizio del 2013 (<http://www-3.unipv.it/cibra/spiaggiamenti.html>).

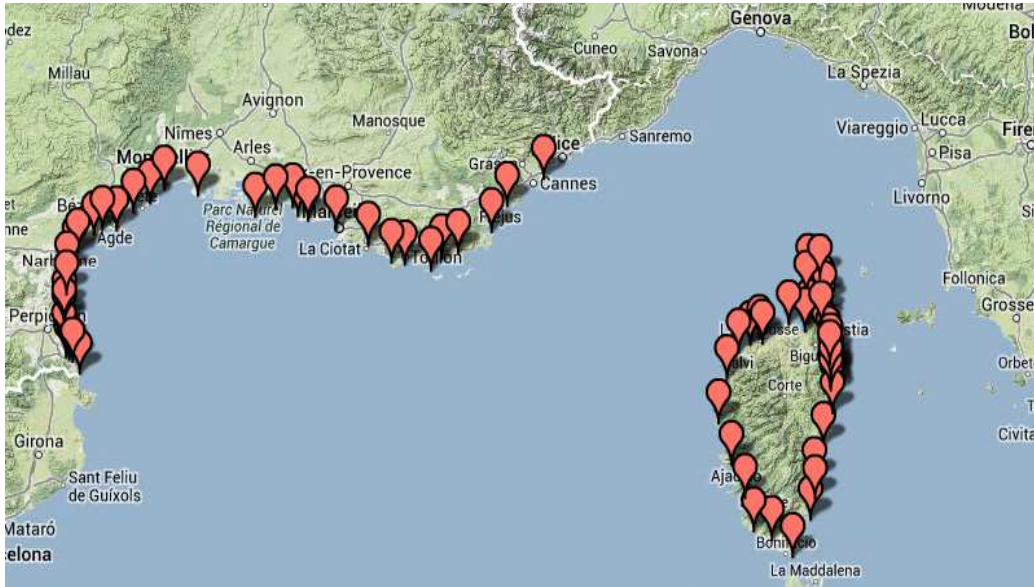


Figura 3.2 Cartina degli spiaggiamenti di tursiopoie lungo le coste Francesi dal 1986 al 2011 (<http://crmm.univ-lr.fr/index.php/en/stranding/strandings-map>).

Gli spiaggiamenti in Italia sono circa 5 volte più numerosi di quelli in Francia: bisogna considerare che la costa italiana occupa circa l'80% dell'area di studio (7911 km) mentre quella francese il 20% (1948 km). Per verificare se effettivamente siano spiaggiati più animali in uno Stato piuttosto che nell'altro si è calcolato il numero di spiaggiamenti attesi in relazione alla porzione di area di studio occupata: se gli spiaggiamenti fossero omogenei ci si aspetterebbe che in Italia sia spiaggiato l'80% degli animali e in Francia il 20% (Tabella 3.1). E' stato così eseguito il test del chi-quadrato per verificare se la differenza tra osservati e attesi fosse dovuta, o meno, al caso. È risultato che sono spiaggiati, significativamente, più tursiopi in Italia piuttosto che in Francia ($\chi^2=6,52$; $p<0,05$).

Tabella 3.1 Spiaggiamenti osservati e attesi in Italia e Francia

	OSERVATI	ATTESI
ITALIA	927	893
FRANCIA	186	220
χ^2	6,517	

I 927 dati provenienti dal database italiano e i 186 provenienti da quello francese sono stati, separatamente, suddivisi nei 26 anni di studio (Figura 3.3 e 3.4), per verificare se l'andamento degli spiaggiamenti fosse costante nel tempo. In Italia sono spiaggiati mediamente 35,55 individui all'anno mentre in Francia 7,5. Per

entrambi gli Stati il test del chi-quadrato è risultato statisticamente significativo: negli anni spiaggia un numero disomogeneo di animali (Italia: $\chi^2=125,49$; $p<0,01$; Francia: $\chi^2=93,34$; $p<0,01$).

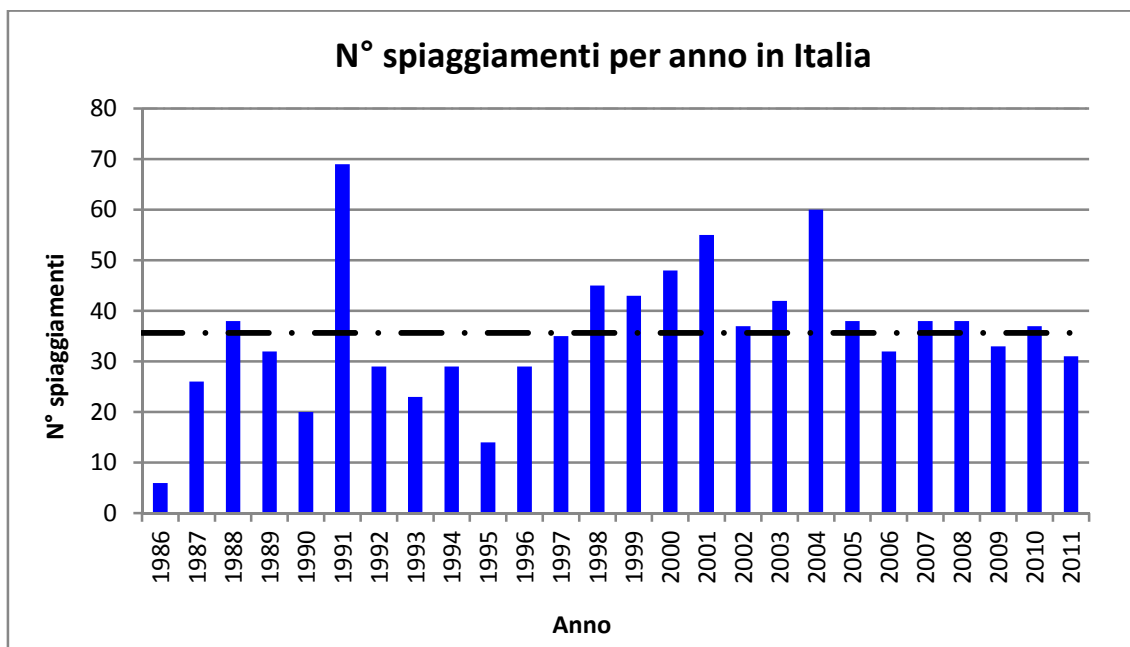


Figura 3.3 Numero di esemplari di *Tursiops truncatus* spiaggiati ogni anno lungo le coste italiane. La linea tratteggiata indica mediamente quanti animali spiaggiano ogni anno (35,55)

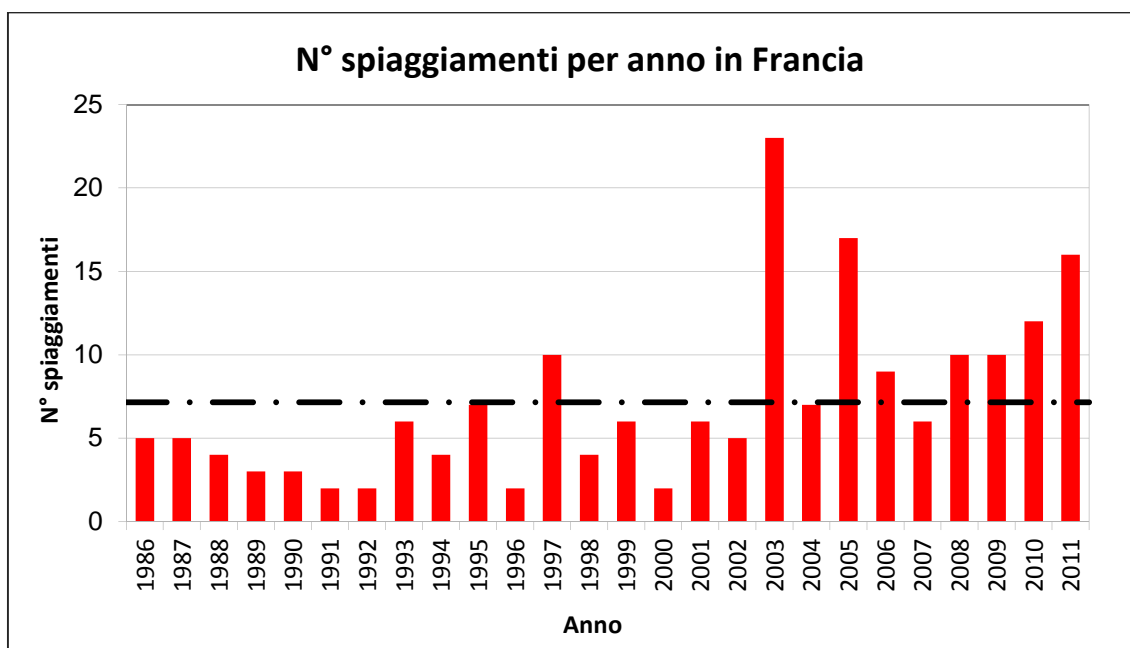


Figura 3.4 Numero di esemplari di *Tursiops truncatus* spiaggiati ogni anno lungo le coste francesi. La linea tratteggiata indica mediamente quanti animali spiaggiano ogni anno (7,5)

Esaminando tutti i dati di spiaggiamento disponibili, lungo le coste nord-occidentali del Mar Mediterraneo, dal 1986 al 2011, si osserva una media annuale di 42,8 tursiopi (Figura 3.5). Gli spiaggiamenti non sono omogenei nel tempo ($\chi^2=121,94$; $p<0,01$): nel 1991, 2001, 2003 e 2004 è stato registrato un maggior numero di animali rispetto alla media.

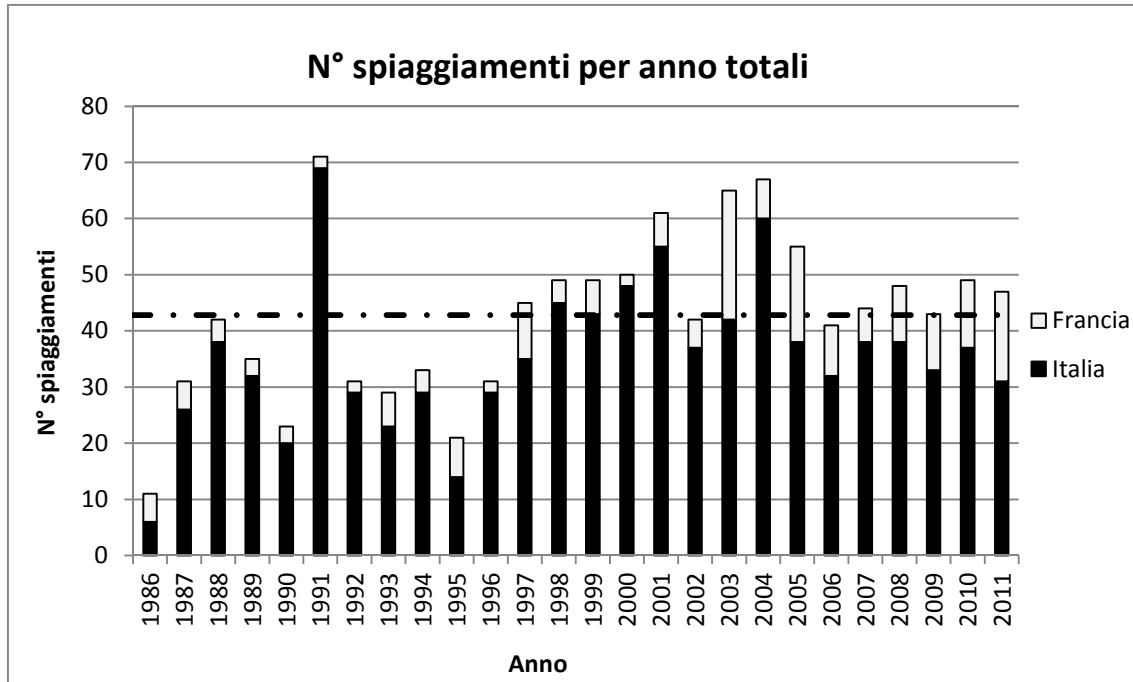


Figura 3.5 Numero di esemplari di *Tursiops truncatus* spiaggiati ogni anno lungo le coste Francesi e Italiane. La linea tratteggiata indica il numero medio di spiaggiamenti avvenuti ogni anno (42,8).

Suddividendo il periodo di studio in due sotto-periodi (della durata di 13 anni ciascuno) si osserva che tra il 1986 e il 1998 è stato registrato un minor numero di animali spiaggiati, $N=452$, rispetto al 1999-2011, $N=661$. Il test del chi quadrato ha indicato che questa differenza è statisticamente significativa ($\chi^2=40,68$; $p<0,01$).

Nel primo sotto-periodo, 1986-1998, il numero di spiaggiamenti per anno, in media 34,77 animali, non si discosta significativamente dalla casualità ($\chi^2=76,05$; $p<0,01$) con un elevato numero di morti nel 1991 e un ridotto numero di spiaggiamenti nel 1986 (Figura 3.6). Nel secondo sotto-periodo, 1999-2011, il numero di spiaggiamenti avvenuti ogni anno, in media 50,84 animali, è omogeneo (Figura 3.7), con un chi-quadrato statisticamente non significativo ($\chi^2=17,61$; $p=0,128$).

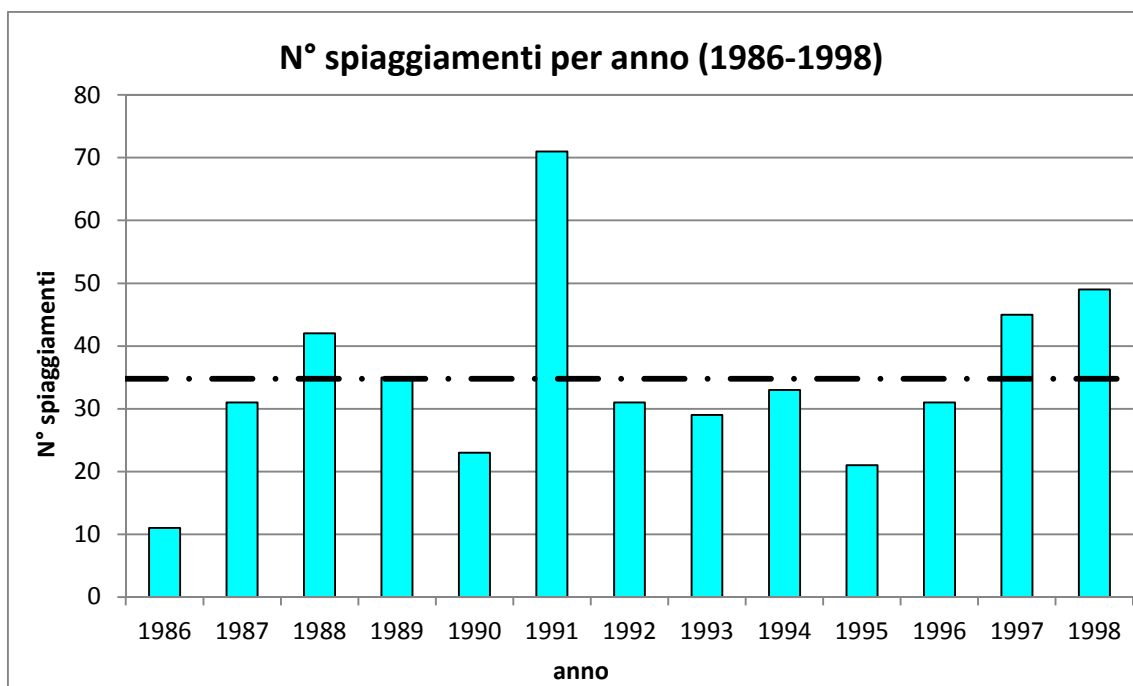


Figura 3.6 Spiaggiamenti dal 1986 al 1998. La linea tratteggiata indica il numero medio di spiaggiamenti (34,77)

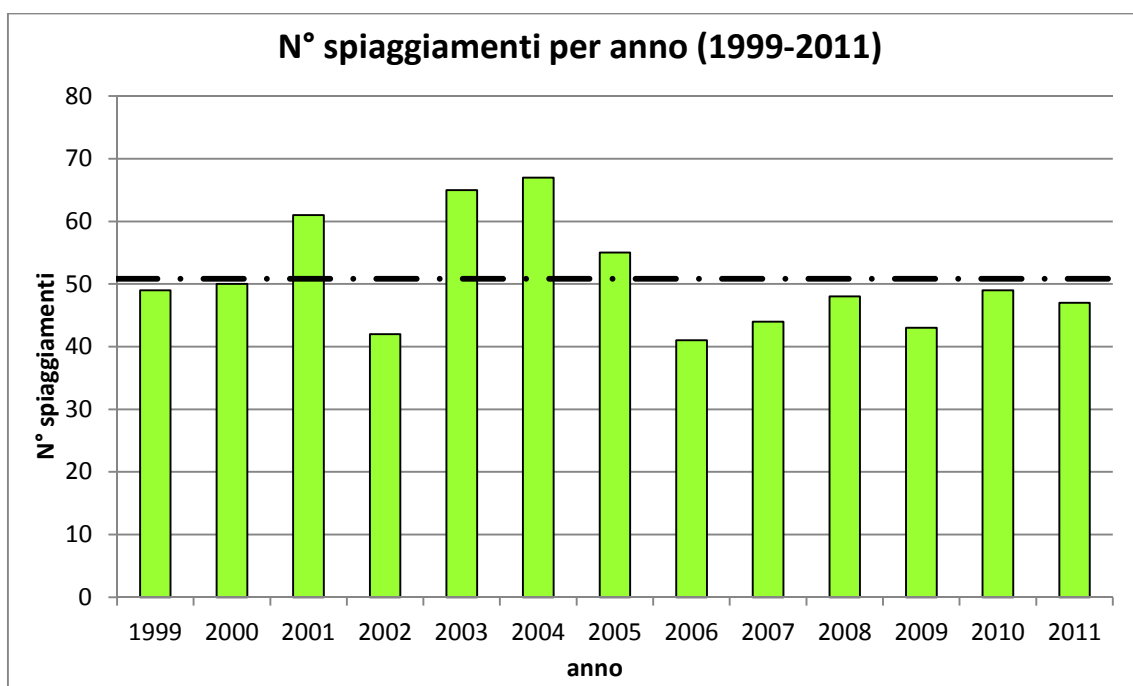


Figura 3.7 Spiaggiamenti dal 1999 al 2011. La linea tratteggiata indica il numero medio di spiaggiamenti (50,84)

Per vedere come variavano gli spiaggiamenti all'interno dell'area di studio questi sono stati suddivisi in base alla regione di rilevamento (Figura 3.8).

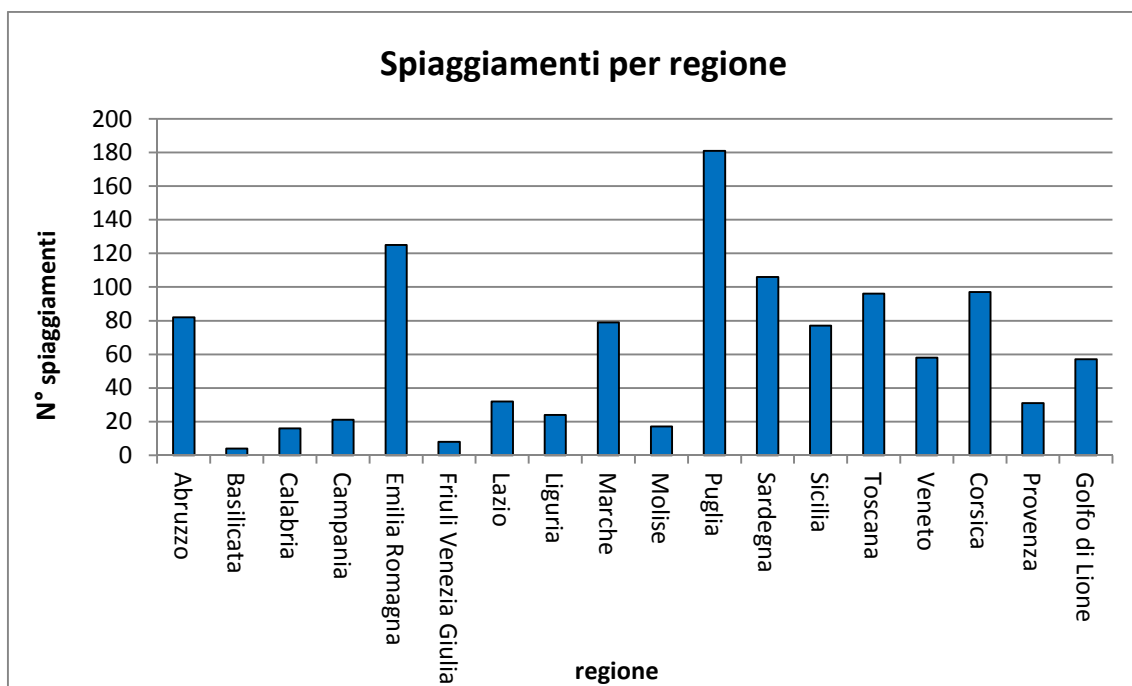


Figura 3.8 Animali spiaggiati in 26 anni di dati, lungo le coste delle diverse regioni soggette a studio.

Si osserva un elevato numero di spiaggiamenti in Abruzzo, Emilia Romagna e Puglia. I dati così ottenuti, però, sono dati grezzi, non direttamente confrontabili tra di loro poiché le coste delle varie regioni hanno estensioni differenti: il minor o maggior numero di spiaggiamenti registrati può essere dovuto al numero di chilometri costieri. Per risolvere questo problema, il numero di tursiopi rilevato per ogni regione è stato corretto per la lunghezza della costa. Si è così ottenuto il numero di animali spiaggiato per km: questi valori possono essere confrontati tra di loro (Figura 3.9).

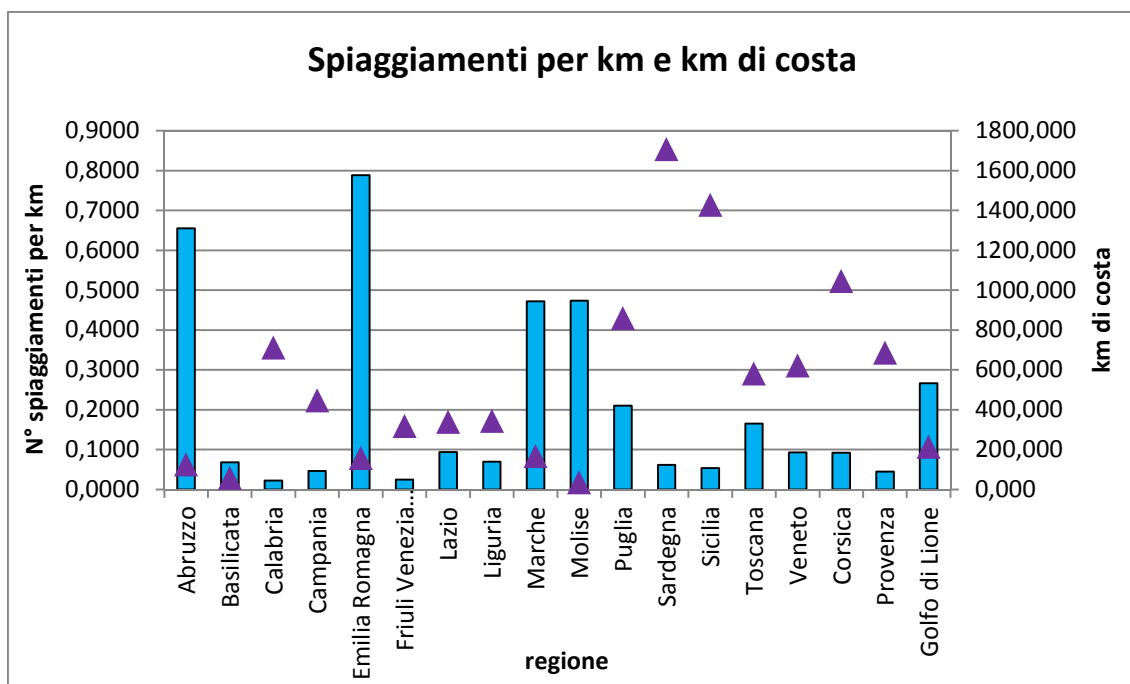


Figura 3.9 Sull'asse verticale principale sono presenti gli spiaggiamenti per km, in 26 anni di raccolta dati, nelle regioni dell'area di studio. Sull'asse verticale secondario sono indicate le lunghezze di ogni costa in km (triangoli).

Il numero di animali per km non è omogeneo ($\chi^2=1549,71$; $p<0,01$). Il maggior numero di spiaggiamenti per km si registra in Emilia Romagna (0,79 spiaggiamenti/km), Abruzzo (0,65 spiaggiamenti/km) seguiti da Marche e Molise (0,47 e 0,47 spiaggiamenti/km).

Suddividendo i dati per il mese di spiaggiamento si può analizzare l'andamento degli spiaggiamenti nel corso dell'anno, per verificare se siano omogenei o meno. La Figura 3.10 mostra che gli animali spiaggiano in modo disomogeneo ($\chi^2=240$; $p<0,01$) durante l'anno, con un picco nel mese di Luglio.

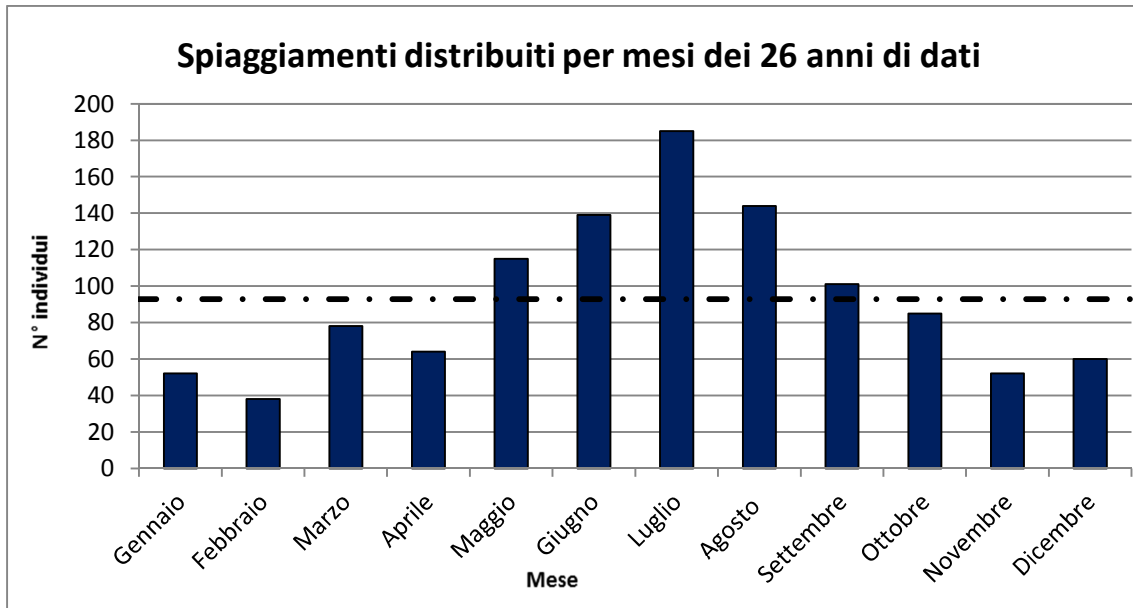


Figura 3.10 Andamento degli spiaggiamenti, raccolti nei 26 anni di studio, nei dodici mesi dell'anno. Il picco si registra a Luglio. La linea tratteggiata indica in media quanti animali sono spiaggiati ogni mese (92,75).

È stata analizzata anche la frequenza degli spiaggiamenti dei diversi stadi vitali in cui la popolazione è suddivisa (*Newborns*, *Calves*, *Juveliles*, e *Adults*). I *Newborns* hanno un picco degli spiaggiamenti tra Luglio e Agosto, periodo in cui si trova il 51% degli animali (Figura 3.11). I *Calves* hanno un picco degli spiaggiamenti in Agosto, dove spiaggia circa il 16% degli individui (Figura 3.12). Circa il 17% dei *Juvenies* spiaggia in Luglio (Figura 3.13), mentre gli *Adults* sono spiaggiati maggiormente tra Giugno e Luglio, circa il 29% degli individui (Figura 3.14). In tutti e quattro i casi il test del chi quadro è risultato significativo (rispettivamente $\chi^2=62,83$, $p<0,01$; $\chi^2=53,18$, $p<0,01$; $\chi^2=88,48$, $p<0,01$; $\chi^2=59,25$, $p<0,01$).

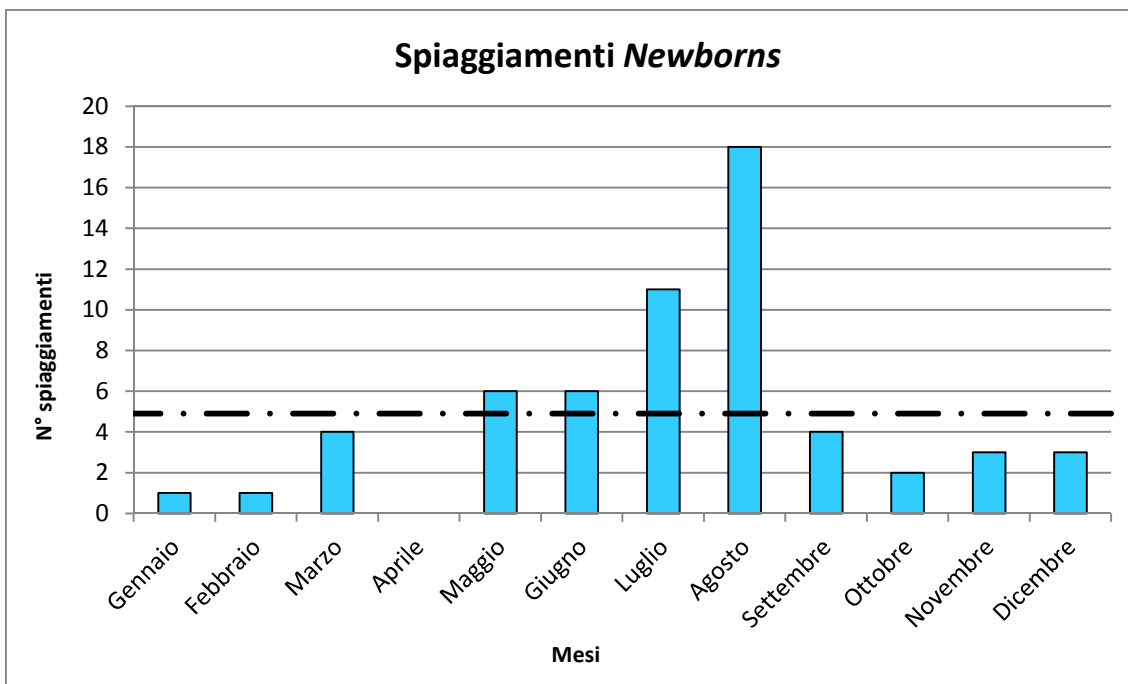


Figura 3.11 Spiaggiamenti dei *Newborns* distribuiti per mese. Picco tra Luglio ed Agosto. La linea tratteggiata indica in media quanti *Newborns* sono spiaggiati ogni mese (4,92).

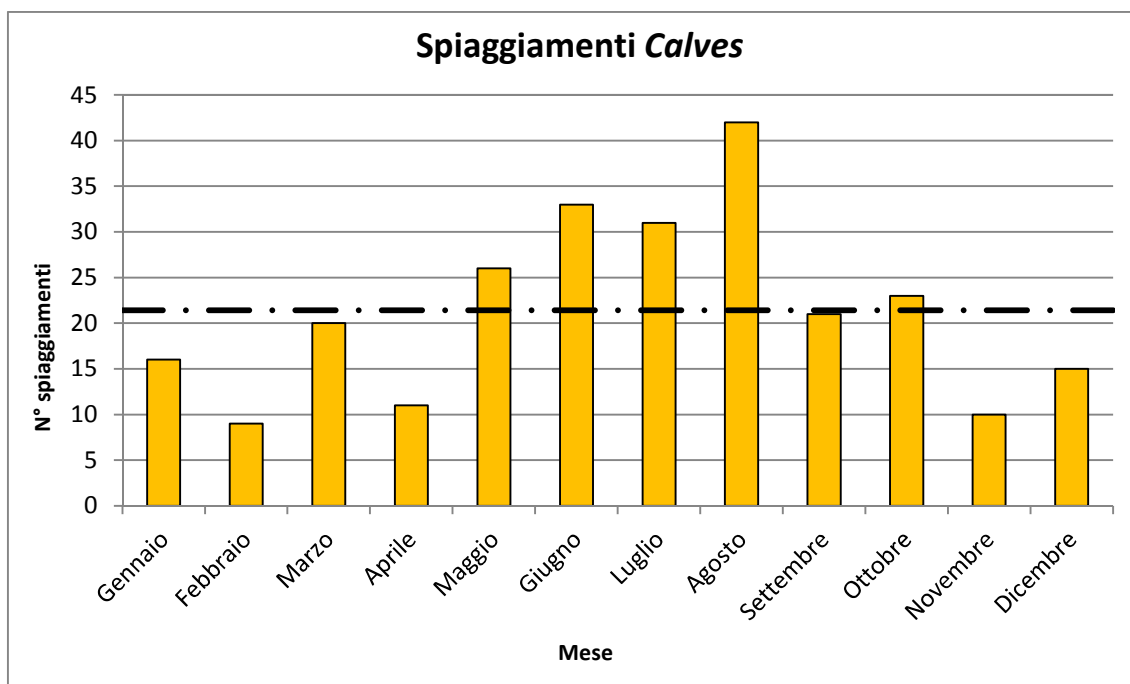


Figura 3.12 Spiaggiamenti dei *Calves* distribuiti per mese. Picco ad Agosto. La linea tratteggiata indica in media quanti *Calves* sono spiaggiati ogni mese (21,42).

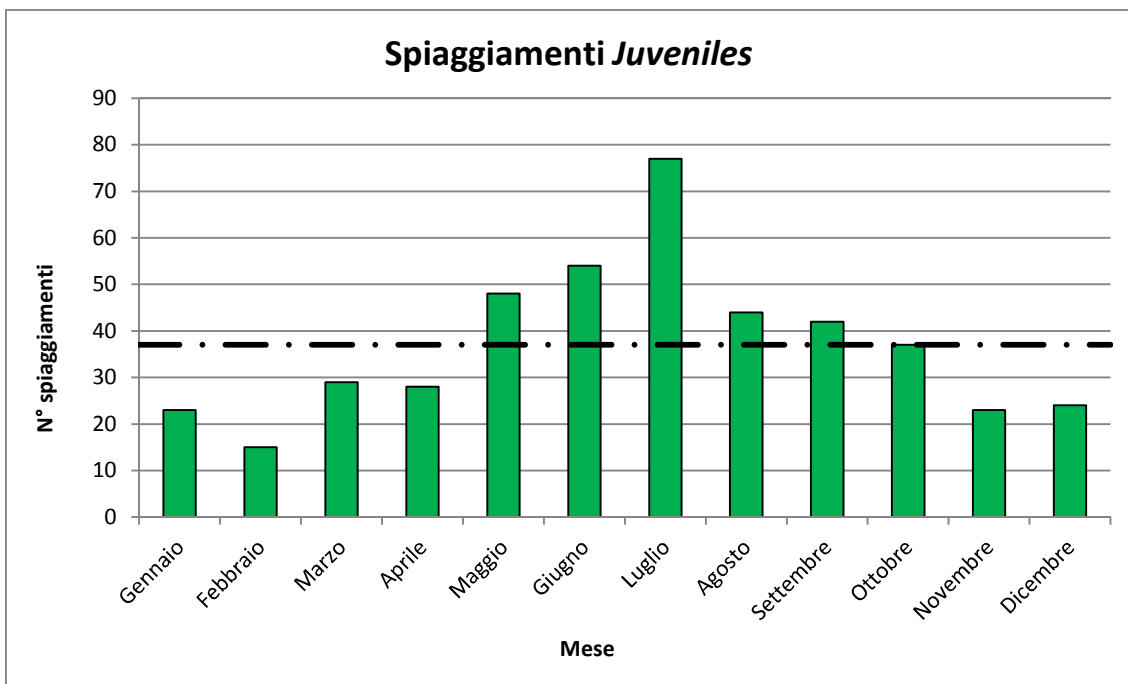


Figura 3.13 Spiaggiamenti dei *Juveniles* distribuiti per mese. Picco a Luglio. La linea tratteggiata indica in media quanti *Juveniles* sono spiaggiati ogni mese (37).

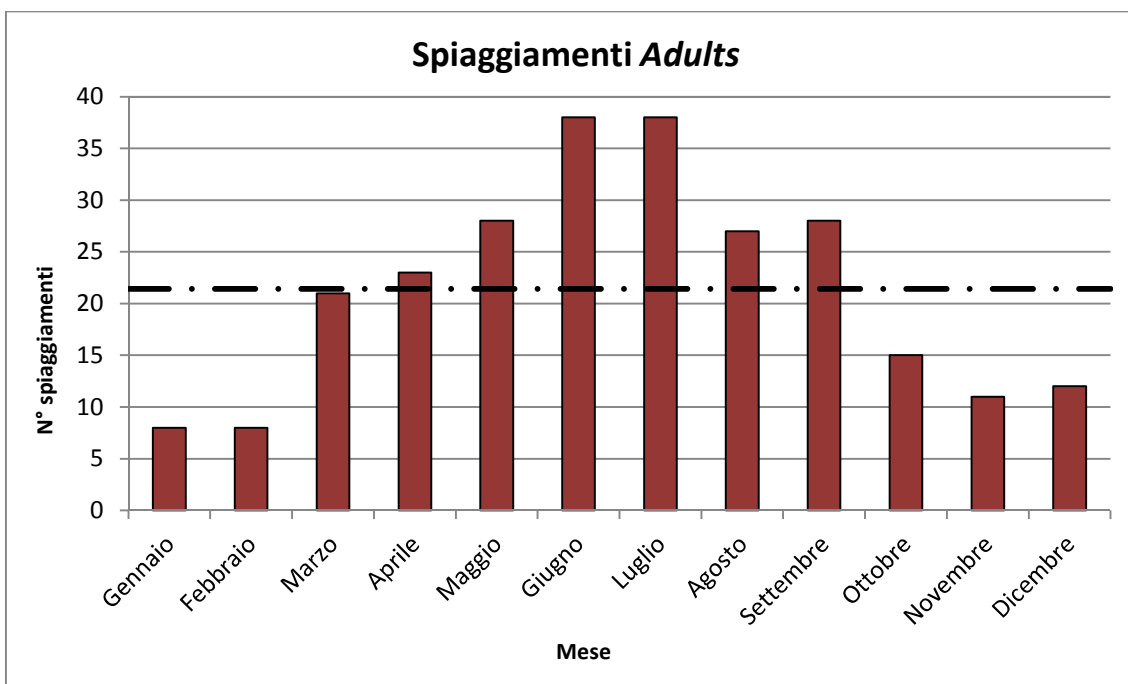


Figura 3.14 Spiaggiamenti degli *Adults* distribuiti per mese. Picco a Giugno e Luglio. La linea tratteggiata indica in media quanti *Adults* sono spiaggiati ogni mese (21,42).

La presenza dei *Newborns* durante tutto l'arco dell'anno dimostra che il tursiope è una specie a *riproduzione continua*.

Alcuni degli animali schedati nei database francese e italiano sono stati segnalati come catturati accidentalmente a causa di segni di attrezzi da pesca rinvenuti sul corpo, come ad esempio quelli lasciati dalle reti. In media sono stati catturati accidentalmente 5,5 animali l'anno (Figura 3.15). Le catture sono state costanti nel tempo ($\chi^2=35$; $p=0,08$). In totale sono state segnalate 143 catture accidentali: 46 avvenute lungo le coste francesi e 97 lungo quelle italiane. È stato analizzato il rapporto tra i sessi e non è stata riscontrata alcuna differenza statistica (M=61, F=42, $\chi^2= 3,50$; $p=0,061$).

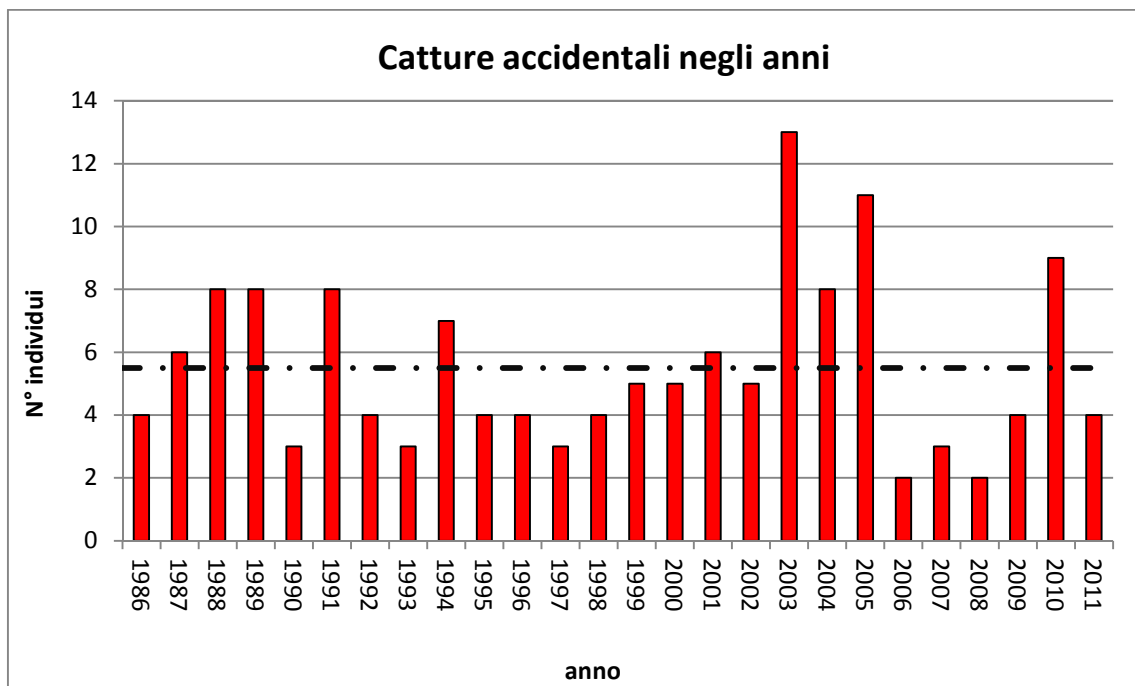


Figura 3.15 Il grafico illustra le catture accidentali, note, nei 26 anni del periodo di studi, in Italia e Francia. La linea tratteggiata indica il numero medio di catture accidentali l'anno (5,5).

Dal Database CIBRA è stato inoltre possibile identificare 5 collisioni con imbarcazioni e 6 animali con evidenti ferite da armi da fuoco.

3.1.2. Sex Ratio

Il sesso è stato rilevato in 766 casi su 1113 spiaggiamenti (321 Femmine e 445 Maschi), mentre i restanti 447 animali (31%) sono classificati come indeterminati (Figura 3.16). La percentuale di individui indeterminati aumenta tra il primo e il secondo periodo passando dal 28% tra il 1986 e il 1998 al 34% tra il 1999 e il 2011 ($\chi^2=14,63$; $p<0,01$). Questo risultato indica i notevoli limiti della raccolta dati sugli spiaggiamenti.

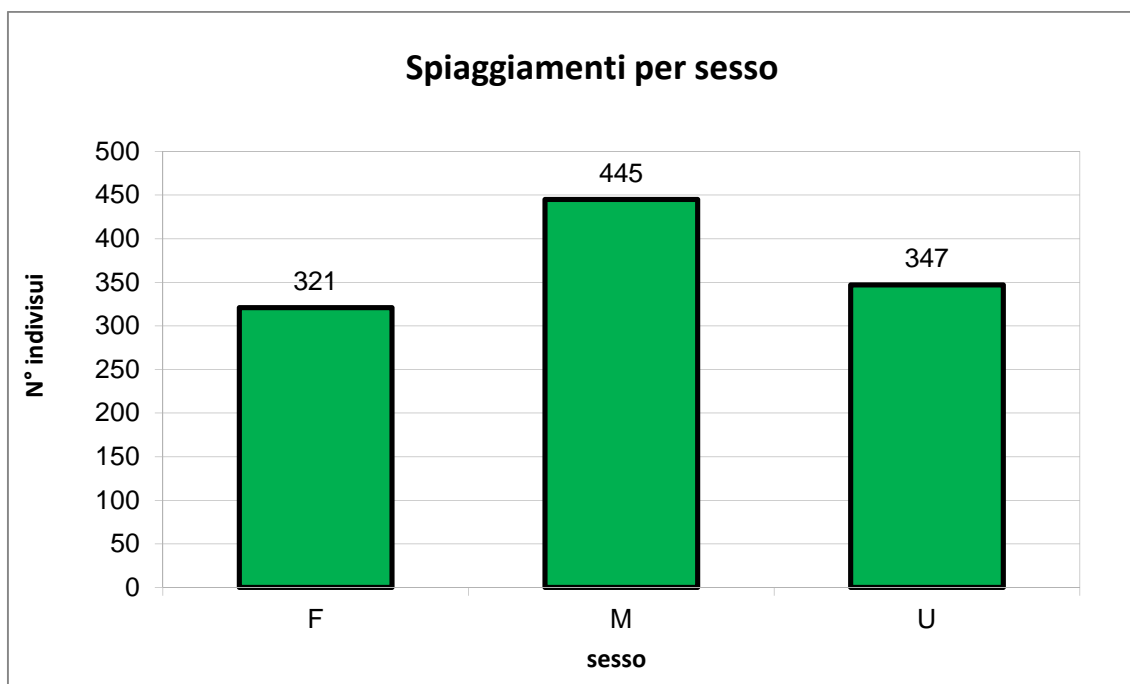


Figura 3.16 Numero di animali spiaggiati in 26 anni di raccolta dati suddivisi per sesso; F=Femmine (321), M=Maschi (445), U=Indeterminati (347).

Dai dati in nostro possesso risulta che nella popolazione degli spiaggiati la *sex ratio* è sbilanciata a favore dei maschi, 1:1,38 ($\chi^2=20,07$; $p<0,01$).

I dati sono stati analizzati anche nei due sotto-periodi. La *sex ratio* è risultata sbilanciata in entrambi, rispettivamente 1:1,55 per 1986-1998 (M=199; F=128; $\chi^2=15,41$; $p<0,01$) e 1:1,27 per 1999-2011 (M=246; F=193; $\chi^2=6,39$; $p<0,05$).

Il rapporto tra i sessi è stato esaminato anche nelle singole regioni che compongono l'area di studio e solo in due casi è risultato sbilanciato, sempre a favore dei maschi: in Molise, 1:3, e in Sardegna, 1:1,96 (Tabella 3.2). La *sex ratio* totale delle regioni è anch'essa sbilanciata ($\chi^2=32,05$; $p<0,01$); se però da questi dati vengono

esclusi gli spiaggiamenti di Sardegna e Molise, in cui sono stati registrati più maschi, la *sex ratio* risulta bilanciata ($\chi^2=19,93$; $p=0,09$). Lo sbilanciamento della *sex ratio* è quindi probabilmente imputabile ad episodi casuali, dovuti forse ad un comportamento gregario degli individui maschi, per cui è plausibile assumere che in realtà sia bilanciata (1:1), come considerato da qui in avanti.

Tabella 3.2 Verifica dell'ipotesi di Sex Ratio 1:1 nelle varie regioni soggette all'area di studio. * Probabilità inferiore al 5%, **probabilità inferiore all'1%

Regione	Maschi	Femmine	χ^2	Probabilità
Abruzzo	37	31	0,53	0,467
Calabria	7	3	1,60	0,206
Campania	11	4	3,27	0,071
Emilia Romagna	49	41	0,71	0,399
Lazio	14	6	3,20	0,074
Liguria	13	9	0,62	0,394
Marche	25	21	0,33	0,555
Molise	12	4	4,00	0,045*
Puglia	70	52	2,66	0,103
Sardegna	51	26	8,12	0,004**
Sicilia	21	19	0,10	0,752
Veneto	18	15	0,27	0,601
Provence Côte d'Azur	10	14	0,67	0,414
Corsica	40	34	0,49	0,485
Coast of Golfe du Lion	22	11	3,67	0,055
Toscana	41	30	1,70	0,191
TOTALE			36,05	0,006**

3.1.3. Struttura della popolazione

I dati relativi alla taglia degli individui sono stati riportati in 1017 casi su 1113 spiaggiamenti. Sulla base di questi dati è stata esaminata la struttura della popolazione suddivisa in stadi vitali (Figura 3.17).

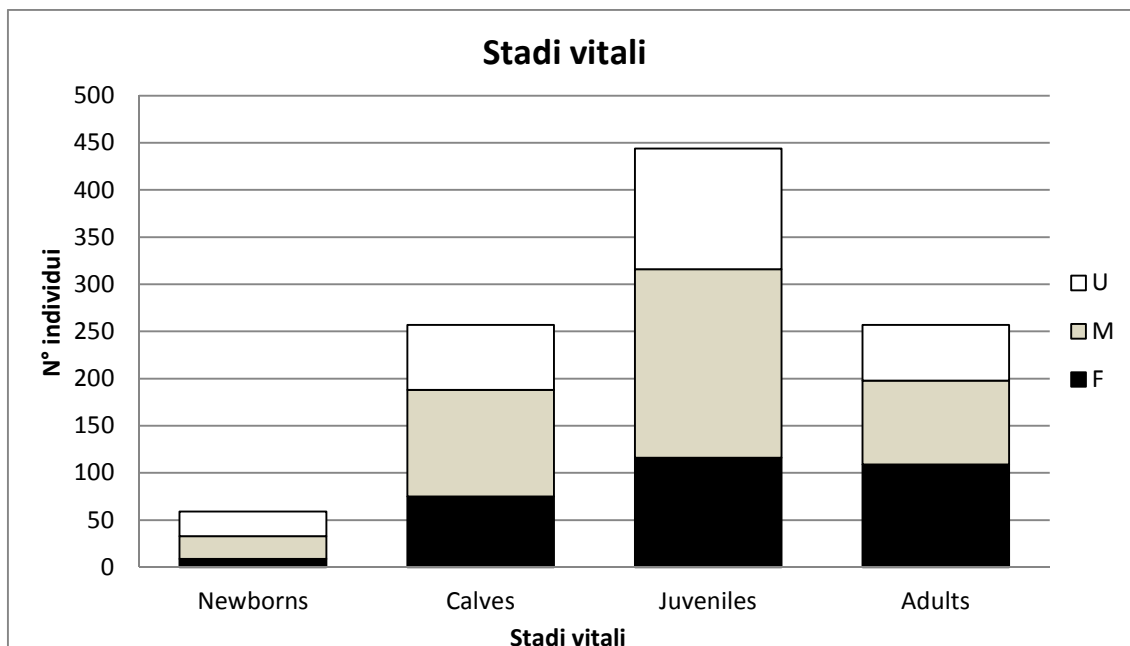


Figura 3.17 Animali spiaggiati nelle quattro classi di età. F=Femmine, M= Maschi, U=Indeterminati. *Newborns* $\leq 2,5$ mesi; $2,5$ mesi<*Calves*<4 anni; 4 anni <*Juveniles*< 9 anni(F), 11 anni (M); *Adults*> 9-11 anni.

La struttura di mortalità mostrata in Figura 3.17 non è condizionata solo dalla probabilità di morte in ogni singolo stadio ma anche dalla durata dello stadio stesso. La distribuzione è stata così normalizzata in funzione della durata del primo stadio, quello dei *Newborns*, che dura 75 giorni (Gnone, comunicazione personale) (Figura 3.18).

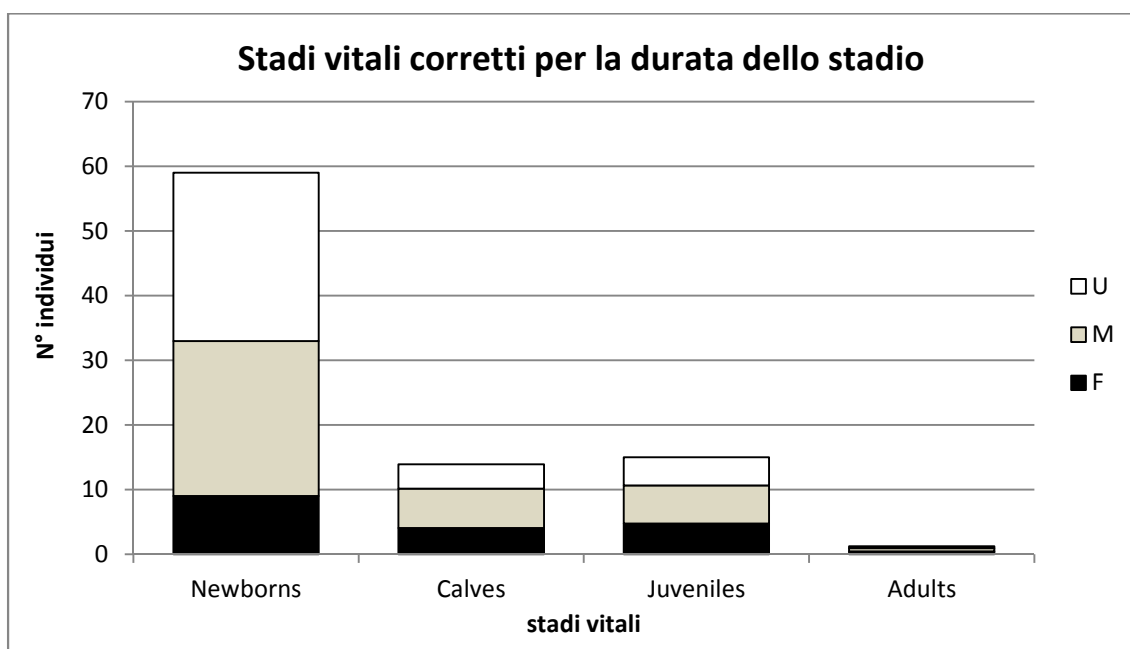


Figura 3.18 Struttura degli stadi vitali normalizzati in funzione della durata della prima classe (75 giorni). F=Femmine, M= Maschi, U=Indeterminati. *Newborns* $\leq 2,5$ mesi; $2,5$ mesi<*Calves*<4 anni; 4 anni <*Juveniles*< 9 anni(F), 11 anni (M); *Adults*> 9-11 anni.

Considerando la notevole lunghezza del periodo di studio (26 anni), questo è stato suddiviso in due sotto-periodi di 13 anni ciascuno, in modo di mettere in evidenza eventuali cambiamenti nella struttura della popolazione. I risultati sono mostrati in Figura 3.19 e 3.20.

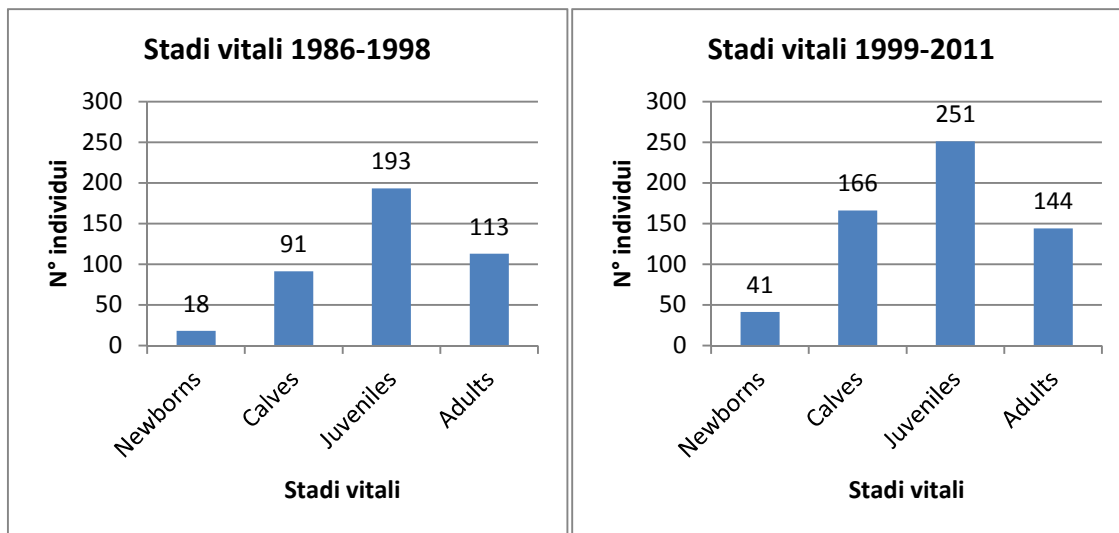


Figura 3.19 Animali spiaggiati nelle quattro classi di età, suddivisione dei dati in due periodi. F=Femmine, M= Maschi, U=Indeterminati. Newborns $\leq 2,5$ mesi; 2,5 mesi < Calves < 4 anni; 4 anni < Juveniles < 9 anni(F), 11 anni (M); Adults > 9-11 anni.

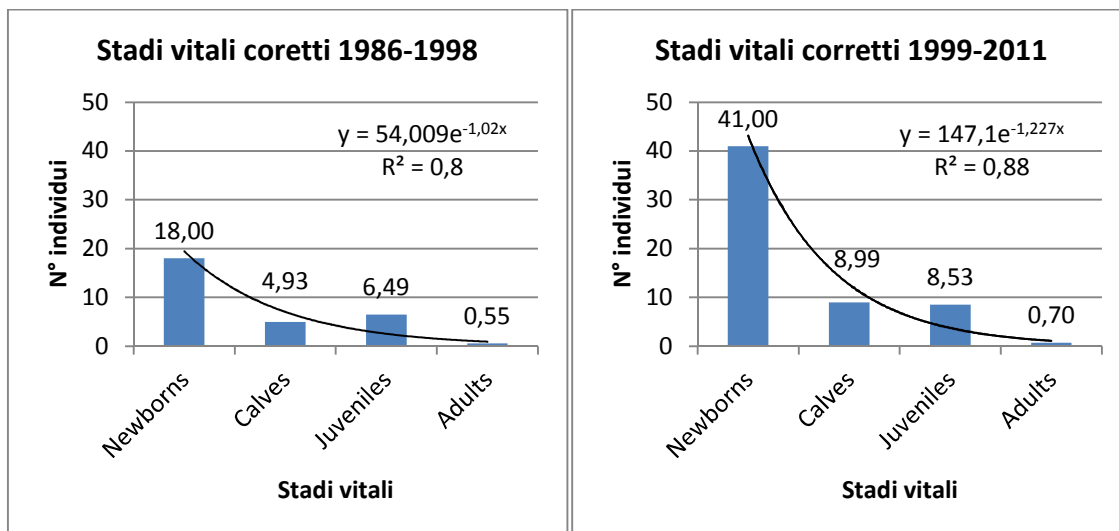


Figura 3.20 Struttura degli stadi vitali normalizzati in funzione della durata del primo stadio vitale (75 giorni), dati suddivisi in due periodi di studio. F=Femmine, M= Maschi, U=Indeterminati. Newborn $\leq 2,5$ mesi; 2,5 mesi < Calves < 4 anni; 4 anni < Juveniles < 9 anni(F), 11 anni (M); Adults > 9-11 anni.

La curva che interpola al meglio i dati è una curva esponenziale decrescente ($R^2=0,8$; $R^2=0,88$) che descrive l'andamento monotono della popolazione.

Come già visto in precedenza durante il periodo considerato si ha un aumento del numero di individui spiaggiati.

Nei due periodi cambia anche la struttura della popolazione. Nel primo periodo c'è una proporzione maggiore di *Adults* spiaggiati rispetto ai *Calves*, mentre nel secondo periodo spiaggiano più *Calves* che *Adults*. La differenza nella struttura della popolazione tra il primo e il secondo periodo è statisticamente significativa ($\chi^2=26$; $p<0,01$) (Figura 3.21).

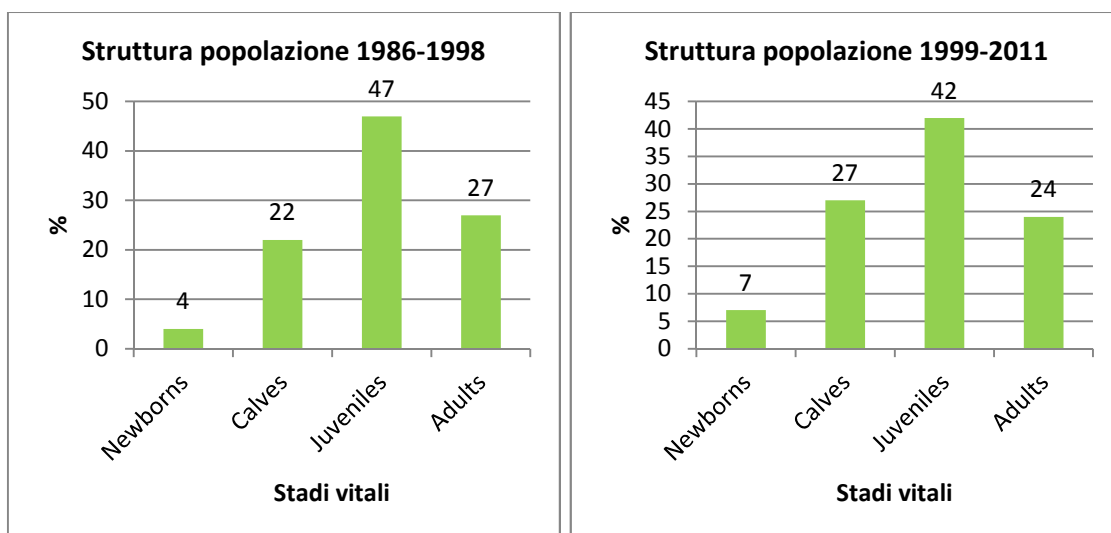


Figura 3.21 Stadi vitali in percentuale. Periodo 1986-1998, 1999-2011.

3.2. Parametri demografici

3.2.1. *Life e Mortality Tables*

Le tabelle 3.3, 3.4 e 3.5 sono *Life tables* statiche sviluppate rispettivamente per il periodo di studio totale, il primo e il secondo periodo. Nella tabella N è il numero assoluto di individui spiaggiati, N_t è il numero di individui normalizzato per la durata del primo stadio vitale (75 giorni) e b_x è il tasso specifico di fecondità degli individui

femminili. Il tasso di fecondità b_x è stato ricavato dal tasso di gravidanza riportato in letteratura il cui valore è 0,25, ovvero una gravidanza ogni quattro anni (Cockroft e Ross, 1990). Il valore b_x degli *Adults* è stato ottenuto dividendo per 2 il tasso di riproduzione, poiché solo metà popolazione è costituita da femmine (*sex ratio* 1:1), ottenendo così un tasso di riproduzione di 0,125.

Tabella 3.3 Life table (1986-2011)

	N	N _t	Sex Ratio	b _x
<i>Newborns</i>	59	59	1:1	0
<i>Calves</i>	257	13,92	1:1	0
<i>Juveniles</i>	444	15,02	1:1	0
<i>Adults</i>	257	1,25	1:1	0,125

Tabella 3.4 Life table (1986-1998)

	N	N _t	Sex Ratio	b _x
<i>Newborns</i>	18	18	1:1	0
<i>Calves</i>	91	4,93	1:1	0
<i>Juveniles</i>	193	6,49	1:1	0
<i>Adults</i>	113	0,55	1:1	0,125

Tabella 3.5 Life table (1999-2011)

	N	N _t	Sex Ratio	b _x
<i>Newborns</i>	41	41	1:1	0
<i>Calves</i>	166	8,99	1:1	0
<i>Juveniles</i>	251	8,53	1:1	0
<i>Adults</i>	144	0,70	1:1	0,125

Dai dati di spiaggiamento possono essere sviluppate le *Mortality tables*. Facendo un'ipotesi che la popolazione sia demograficamente stazionaria, allora le nascite sono uguali alle morti. Supponendo che tutti i 1017 tursiopi spiaggiati costituissero un'unica coorte omogenea, solo 958 animali hanno raggiunto lo stadio di *Calves* poiché 59 sono morti nello stadio precedente, lo stadio di *Juveniles* è raggiunto solo da 701 individui e di questi solo 257 entrano nello stadio di *Adults* (Tabella 3.6)

(Deevey, 1947; Arrigoni *et al.*, 2011). Poiché il periodo di studio ha una notevole estensione (26 anni) sono state sviluppate *Mortality tables* per i due sotto-periodi (1986-1998; 1999-2011), in modo da osservare la struttura della popolazione in un tempo inferiore (13 anni) (Tabella 3.7 e 3.8).

Tabella 3.6 Tabella di mortalità (1986-2011). S è il numero assoluto di sopravvivenuti all'inizio di ogni stadio vitale, considerando i 1017 animali come individui appartenenti alla stessa coorte iniziale, D è il numero di individui morti durante lo stadio vitale, l_x e $l_x\%$ sono i valori di probabilità e percentuali del numero di sopravvivenuti rispetto alla classe iniziale, b_x è il tasso di fertilità annuo e b_xN è il numero di individui prodotti da ogni classe.

	S	D	Età ingresso stadio	l_x	$l_x\%$	Sex Ratio	b_x	b_xN
<i>Newborns</i>	1017	59	0 anni	1	100	1:1	0	0
<i>Calves</i>	958	257	2,5 mesi	0,94	94	1:1	0	0
<i>Juveniles</i>	701	444	4 anni	0,69	69	1:1	0	0
<i>Adults</i>	257	257	9-11 anni	0,25	25	1:1	0,125	32,125

Tabella 3.7 Tabella di mortalità (1986-1998). S è il numero assoluto di sopravvivenuti all'inizio di ogni stadio vitale, considerando i 415 animali come individui appartenenti alla stessa coorte iniziale, D è il numero di individui morti durante lo stadio vitale, l_x e $l_x\%$ sono i valori di probabilità e percentuali del numero di sopravvivenuti rispetto alla classe iniziale, b_x è il tasso di fertilità annuo e b_xN è il numero di individui prodotti da ogni classe.

	S	D	Età ingresso stadio	l_x	$l_x\%$	Sex Ratio	b_x	b_xN
<i>Newborns</i>	415	18	0 anni	1	100	1:1	0	0
<i>Calves</i>	397	91	2,5 mesi	0,96	96	1:1	0	0
<i>Juveniles</i>	306	193	4 anni	0,74	74	1:1	0	0
<i>Adults</i>	113	113	9-11 anni	0,27	27	1:1	0,125	14,125

Tabella 3.8 Tabella di mortalità (1999-2011). S è il numero assoluto di sopravvivenuti all'inizio di ogni stadio vitale, considerando i 602 animali come individui appartenenti alla stessa coorte iniziale, D è il numero di individui morti durante lo stadio vitale, l_x e $l_x\%$ sono i valori di probabilità e percentuali del numero di individui sopravvivenuti rispetto alla classe iniziale, b_x è il tasso di fertilità annuo e b_xN è il numero di individui prodotti da ogni classe.

	S	D	Età ingresso stadio	l_x	$l_x\%$	Sex Ratio	b_x	b_xN
<i>Newborns</i>	602	41	0 anni	1	100	1:1	0	0
<i>Calves</i>	561	166	2,5 mesi	0,93	93	1:1	0	0
<i>Juveniles</i>	395	251	4 anni	0,66	66	1:1	0	0
<i>Adults</i>	144	144	9-11 anni	0,24	24	1:1	0,125	18

L'elaborazione di una corretta tavola di mortalità deriva dall'esistenza di una fedele rappresentazione della mortalità reale della popolazione da parte degli spiaggiamenti. Si assume, pertanto, che la probabilità che una carcassa si spiaggi sia

indipendente dalla sua taglia e quindi dalla sua età; in questo caso gli spiaggiamenti costituirebbero una buona rappresentazione della popolazione vivente (in effetti, dei decessi). In letteratura, al momento, non ci sono studi che hanno indagato la relazione tra mortalità e la probabilità di spiaggiamento, quindi non possiamo né smentire né confermare l'ipotesi che gli spiaggiamenti siano indipendenti dalla taglia/età. Stolen e Barlow (2003) ritengono che il numero di *Newborns* rinvenuti dai ricercatori potrebbe essere inferiore al reale numero di *Newborns* morti in mare: a causa delle loro ridotte dimensioni la decomposizione potrebbe essere più veloce e la carcassa potrebbe affondare prima di raggiungere la riva.

La curva di sopravvivenza, l_x (più propriamente detta probabilità di sopravvivenza), rappresenta la frazione di individui che sopravvive al passaggio da una classe alla successiva, non tenendo conto della mortalità all'interno della classe stessa.

Il potere letale o rischio di morte, μ , è un tasso logaritmico di morte, inoltre esprime la mortalità per anno all'interno di ogni classe, di età o di taglia (è rappresentato come il logaritmo naturale del rapporto tra la numerosità dello stadio a_i e quella dello stadio a_{i-1} , corretto per la durata dello stadio stesso).

Il parametro μ appare quando si assume che la curva di sopravvivenza all'interno di ogni stadio vitale sia esponenziale, ossia dalla forma:

$$X(a_i) = X(a_{i-1})e^{-\mu_i(a_i-a_{i-1})}$$

Siccome conosciamo le quantità $X(a_{i-1})$, $X(a_i)$ allora possiamo determinare i rischi di morte μ come i.

$$\mu_i = \frac{(-1)}{a_i - a_{i-1}} \log \left(\frac{X(a_i)}{X(a_{i-1})} \right)$$

Dove a_i rappresenta la classe di età i-esima: $a_0=0$, rappresenta la nascita; $a_1=2,5$ mesi, rappresenta l'età di ingresso nei *Calves*; $a_2=4$ anni, rappresenta l'età d'ingresso nei *Juveniles*; $a_3= 9$ anni per le femmine e 11 per i maschi, rappresenta l'età di ingresso negli *Adults*). $X(a_i)$ è il numero di individui appartenenti alla classe i-esima.

Le tabella 3.9 riporta il rischio di morte μ calcolato per ogni stadio vitale.

Tabella 3.9 Calcolo di μ per l'intero periodo. N°/D indica il numero di individui normalizzati per la durata dello stadio vitale.

Femmine	N°morti	Durata stadio (a _i -a _{i-1})	Età ingresso stadio	N°/D	N° sopravv.	N° sopravv. (1000)	μ
Newborns	9	2,5 mesi	0 anni	43,27	309	1000	0,1418
Calves	75	3 anni e 9,5 mesi	2,5 mesi	19,78	300	971	0,0758
Juveniles	116	5 anni	4 anni	23,2	225	728	0,1449
Adults	109	48 anni	9-11 anni	2,27	109	353	#
Maschi	N°morti	Durata stadio (a _i -a _{i-1})	Età ingresso stadio	N°/D	N° sopravv.	N° sopravv. (1000)	μ
Newborns	24	2,5 mesi	0 anni	115,38	426	1000	0,2787
Calves	113	3 anni e 9,5 mesi	2,5 mesi	29,80	402	943	0,0870
Juveniles	200	7 anni	4 anni	28,57	289	678	0,1681
Adults	89	37 anni	9-11 anni	2,40	89	209	#

Essendo il numero di *Newborns* abbastanza ridotto, il potere letale per tale stadio vitale è stato ricalcolato unendo maschi e femmine, considerando che i piccoli di ambo i sessi rimangono con la madre e quindi subiscono la stessa mortalità. In base a questo il potere letale per i *Newborns* è risultato essere $\mu=0,2208$.

Si osserva che il rischio di morte ha un profilo anomalo: diminuisce nei *Calves* e aumenta nei *Juveniles*.

Non si può calcolare μ nell'ultimo stadio in quanto tutti gli individui muoiono al suo termine. Affinché risulti calcolabile anche per gli *Adults* occorre formulare un'ipotesi secondo la quale almeno un individuo sopravviva all'età massima (ω). Sono state formulate, pertanto, tre diverse ipotesi: la prima prevede la sopravvivenza di un individuo, la seconda di 10 e la terza di 100 individui, rispetto ai 1000 iniziali. I risultati ottenuti sono riportati in Tabella 3.10 per le femmine e in Tabella 3.11 per i maschi.

Tabella 3.10 Calcolo di μ per le femmine secondo le tre ipotesi.

Stadio vitale	N° vivi	Hp1	Hp2	Hp3
Newborn	1000	0,2208	0,2208	0,2208
Calf	971	0,0758	0,0758	0,0758
Juvenile	728	0,1449	0,1449	0,1449
Adult	353	0,122	0,074	0,0262

Tabella 3.11 Calcolo di μ per i maschi secondo le tre ipotesi.

Stadio vitale	N° vivi	Hp1	Hp2	Hp3
Newborn	1000	0,2208	0,2208	0,2208
Calf	943	0,0870	0,0870	0,0870
Juvenile	678	0,1681	0,1681	0,1681
Adult	209	0,144	0,082	0,019

3.2.2. Curva di sopravvivenza

I risultati ottenuti per i quattro stadi vitali ci consentono di ottenere una *Life table* “completa” per ogni anno della vita, indicando quanti individui sopravvivono fino alla fine del ciclo vitale (Tabella 3.12, 3.13).

Tabella 3.12 Numero di individui della coorte iniziale che sopravvive agli anni successivi

Anno	N femmine	l_x	N maschi	l_x	Anno	N femmine	l_x	N maschi	l_x
0	1000	1,000	1000	1,000	29	80	0,80	48	0,048
1	914	0,914	881	0,881	30	74	0,074	44	0,044
2	848	0,848	807	0,807	31	69	0,069	41	0,041
3	786	0,786	740	0,740	32	64	0,064	37	0,037
4	728	0,728	678	0,678	33	59	0,059	34	0,034
5	630	0,630	573	0,573	34	55	0,055	32	0,032
6	545	0,545	485	0,485	35	51	0,051	29	0,029
7	472	0,472	410	0,410	36	48	0,048	27	0,027
8	408	0,408	346	0,346	37	44	0,044	25	0,025
9	353	0,353	293	0,293	38	41	0,041	23	0,023
10	328	0,328	247	0,247	39	38	0,038	21	0,021
11	304	0,304	209	0,209	40	35	0,035	19	0,019
12	282	0,282	193	0,193	41	33	0,033	18	0,018
13	262	0,262	178	0,178	42	30	0,030	16	0,016
14	243	0,243	164	0,164	43	28	0,028	15	0,015
15	226	0,226	151	0,151	44	26	0,026	14	0,014
16	210	0,210	139	0,139	45	24	0,024	13	0,013
17	195	0,195	128	0,128	46	23	0,023	12	0,012
18	181	0,181	118	0,118	47	21	0,021	11	0,011
19	168	0,168	109	0,109	48	20	0,020	10	0,010
20	156	0,156	100	0,100	49	18	0,018	#	0
21	145	0,145	92	0,092	50	17	0,017	#	#
22	134	0,134	85	0,085	51	16	0,016	#	#
23	125	0,125	78	0,078	52	14	0,014	#	#
24	116	0,116	72	0,072	53	13	0,013	#	#
25	108	0,108	66	0,066	54	12	0,012	#	#
26	100	0,100	61	0,061	55	12	0,012	#	#
27	93	0,093	56	0,056	56	11	0,011	#	#
28	86	0,086	52	0,052	57	10	0,010	#	#

In Figura 3.22 e 3.23 è rappresentata la curva di sopravvivenza in funzione dell'età, per una coorte di 1000 femmine e una di 1000 maschi. Per gli *Adults*, al fine di questo calcolo, si è scelto di utilizzare il potere letale ottenuto ipotizzando una sopravvivenza di almeno 10 individui alla fine dello stadio vitale.

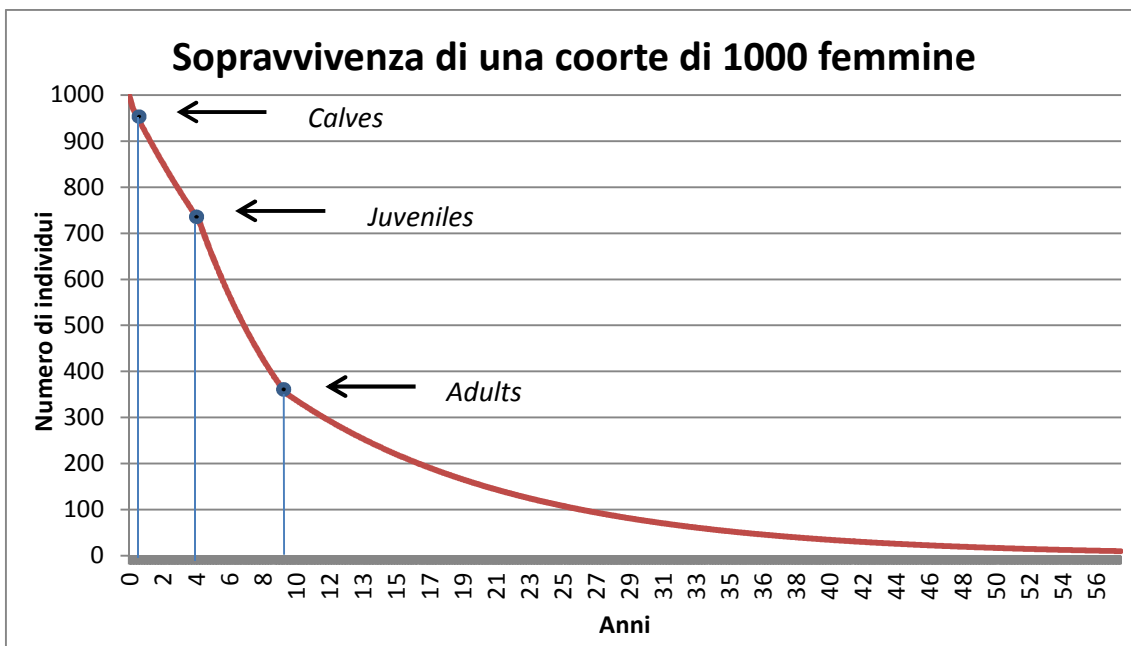


Figura 3.22 Curva di sopravvivenza di una coorte iniziale di 1000 femmine. La curva è stata realizzata utilizzando i valori del potere letale. I pallini indicano l'ingresso nello stadio rispettivamente dei *Calves*, *Juveniles*, *Adults*.

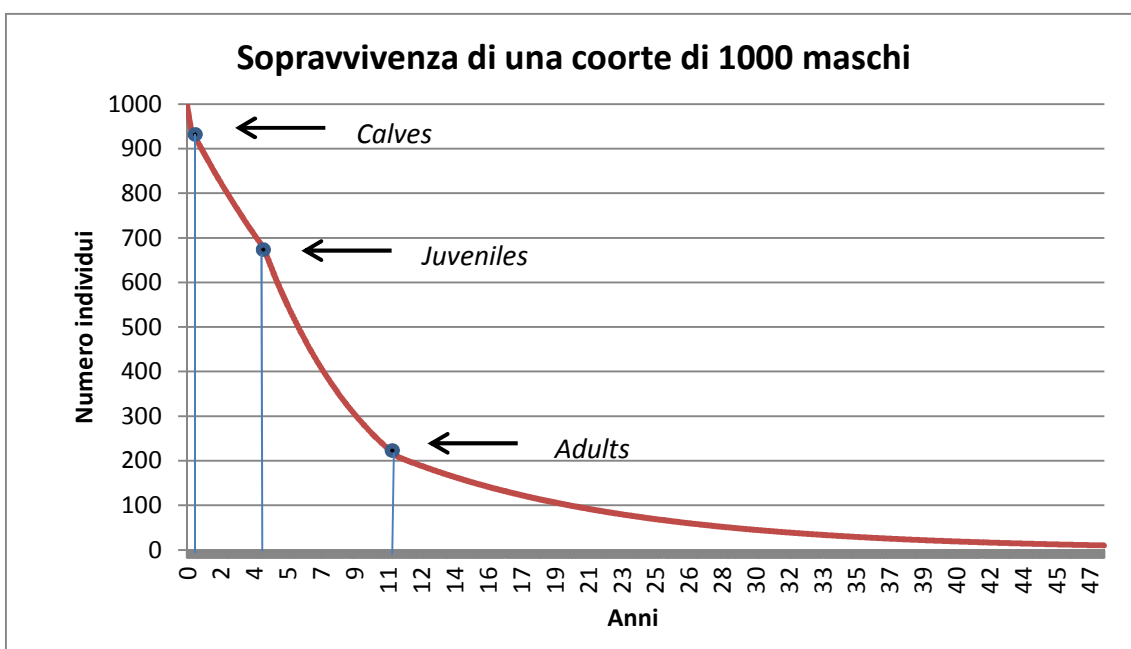


Figura 3.23 Curva di sopravvivenza di una coorte iniziale di 1000 maschi. La curva è stata realizzata utilizzando i valori del potere letale. I pallini indicano l'ingresso nello stadio rispettivamente dei *Calves*, *Juveniles*, *Adults*.

3.2.3. Aspettativa di vita e *Mean Generation Time*

L'aspettativa di vita, e_x , indica quanto a lungo ci si può aspettare che un individuo viva, una volta raggiunta una determinata età (Donovan e Welden, 2002).

Quando la mortalità è espressa in funzione dell'età cronologica è calcolabile secondo la formula:

$$e_x = \frac{\int_x^{\omega} l(x) dx}{l_x}$$

che può essere approssimata con:

$$e_x = \frac{T_x}{l_x}$$

con

$$T_x = \sum_{x=n}^k L_x$$

e

$$L_x = \frac{l_x + l_{x+1}}{2}$$

dove L_x rappresenta il numero di anni vissuti nella classe annuale ($x, x+1$).

Da queste equazioni si osserva che l'aspettativa di vita (e_i) di una tavola per età cronologica è calcolabile come l'area sottesa dalla curva di sopravvivenza. L'aspettativa di vita dei mille individui iniziali è l'area sottesa dalla curva (Figura 3.22 e 3.23); quella del singolo individuo si calcola dividendo il valore ottenuto per la numerosità della coorte iniziale. Analogamente si può ottenere l'aspettativa di vita per gli individui che entrano nello stadio di *Calves*, *Juveniles* e *Adults* calcolando l'area della curva compresa tra l'età di ingresso nello stadio e la fine del ciclo vitale, dividendola successivamente per la numerosità degli individui che entrano nello stadio analizzato. L'aspettativa di vita così ottenuta è riportata in Tabella 3.13.

Tabella 3.13 Aspettativa di vita calcolata per i *Newborns* (e_0), *Calves* (e_1), *Juveniles* (e_2) e *Adults* (e_3)

	Femmine	Maschi
e_0 (<i>Newborns</i>)	10,6	8,5
e_1 (<i>Calves</i>)	10,7	8,8
e_2 (<i>Juveniles</i>)	9,9	7,7
e_3 (<i>Adults</i>)	13,1	11,6

I risultati delle aspettative di vita, riflettono il profilo del rischio di morte. Invece di osservare un aumento dell'aspettativa di vita nei *Juveniles*, come ci si aspetterebbe, vi è una diminuzione, seguita da un aumento negli *Adults*.

Il tasso netto di riproduzione, R_0 , indispensabile per il calcolo del *Mean generation time*, è il numero complessivo di discendenti di sesso femminile che una femmina media avrà nel corso del suo intero periodo fecondo, che dura dalla maturità sessuale alla morte (Cockroft e Ross, 1990), in presenza di mortalità. La durata massima del ciclo vitale (*Maximum Life Span*) è di 57 anni (Wells e Scott, 1999). R_0 è dunque interpretabile come fattore di rimpiazzo tra le generazioni delle madri e quelle delle figlie¹ (Donovan e Welden, 2002):

$$R_0 = \sum l_x b_x$$

dove l_x è la sopravvivenza all'anno x e b_x è il tasso riproduttivo nell'anno x . La popolazione di tursiopi mediterranei ha un tasso netto di riproduzione di 0,6.

Il *Mean generation time*, G_t , ovvero il tempo medio tra la nascita di un individuo e la nascita di un suo cucciolo, è stato calcolato secondo la seguente formula (Donovan e Welden, 2002):

$$G = \frac{\sum l_x b_x x}{\sum l_x b_x}$$

dove x è l'anno, l_x è la sopravvivenza all'anno x e b_x è il tasso riproduttivo nell'anno x . G_t risulta essere 20,6 anni.

3.2.4. Tassi di accrescimento

Utilizzando la tabella di sopravvivenza (Tabella 3.14) è possibile calcolare il tasso geometrico ed intrinseco di accrescimento secondo l'“equazione di Eulero” (Lotka, 1922):

$$1 = \sum_{x=0}^{\infty} e^{-rx} l_x b_x$$

¹ Se $R_0 > 1$ stabilmente nel tempo ci si aspetta che la popolazione sia tendenzialmente crescente; se $R_0 < 1$ stabilmente nel tempo ci si aspetta che la popolazione sia tendenzialmente declinante; se $R_0 = 1$ ci aspettiamo che la popolazione sia tendenzialmente stazionaria.

dove r è il tasso intrinseco di accrescimento, x è l'anno, l_x è la sopravvivenza all'anno x e b_x è il tasso riproduttivo nell'anno x .

Il tasso intrinseco di accrescimento risulta essere fortemente negativo:

$$r = - 0,02308.$$

Secondo la relazione esistente tra tasso intrinseco e geometrico ($\lambda = e^r$) è possibile calcolare quest'ultimo, che risulta:

$$\lambda = 0,97$$

e che indica una diminuzione del 3% della popolazione nel tempo.

Il tasso intrinseco di accrescimento può essere ottenuto anche secondo la seguente formula:

$$r \approx \frac{\ln(R_0)}{G}$$

dove vengono messi in relazione il tasso netto di riproduzione (R_0) e il *Mean generation time* (G_t) (Donovan e Welden, 2002).

Il risultato è concorde con quanto ottenuto risolvendo l'“equazione di Eulero”.

3.2.5. Calcolo dei parametri secondo differenti ipotesi

I parametri calcolati nei paragrafi precedenti prevedevano l'ipotesi che di un'ipotetica coorte iniziale di 1000 tursiopi almeno 10 individui sopravvivano all'età massima. Di seguito sono riportati i parametri calcolati ipotizzando che dei 1000 individui di partenza ne sopravvivano 20, 50 o 100 (Tabella 3.14 e 3.15).

Tabella 3.14 Calcolo dell'aspettativa di vita per i *Newborns* (e_0), *Calves* (e_1), *Juveniles* (e_2) e *Adults* (e_3) secondo l'ipotesi che della coorte iniziale di 1000 individui ne sopravvivano 20, 50 o 100. μ è il potere letale calcolato per gli *Adults* secondo le tre ipotesi.

FEMMINE	Hp20	Hp50	Hp100	MASCHI	Hp20	Hp50	Hp100
μ <i>Adults</i>	0,059	0,040	0,026	μ <i>Adults</i>	0,063	0,038	0,019
e_0 (<i>Newborns</i>)	11,6	13,4	15,6	e_0 (<i>Newborns</i>)	9	10,2	11,6
e_1 (<i>Calves</i>)	11,8	13,6	15,9	e_1 (<i>Calves</i>)	9,3	10,5	12,1
e_2 (<i>Juveniles</i>)	11,3	13,8	16,8	e_2 (<i>Juveniles</i>)	8,5	10,2	12,3
e_3 (<i>Adults</i>)	16	21,1	27,3	e_3 (<i>Adults</i>)	14,2	19,6	26,6

Tabella 3.15 Calcolo del *Mean Generation Time* (G_t), del tasso netto di riproduzione (R_0) e dei tassi di accrescimento secondo le ipotesi di sopravvivenza di 20, 50 e 100 individui, di una coorte iniziale di 1000, all'età massima.

	Hp20	Hp50	Hp100
G_t	22,6	25,4	27,9
R_0	0,72	0,95	1,23
r	-0,014	-0,002	0,007
λ	0,98	0,99	1,01

Si osserva che per ottenere un tasso geometrico di accrescimento pari ad 1, ossia che la popolazione sia stabile nel tempo, bisognerebbe ipotizzare una improbabile sopravvivenza del 10% della popolazione all'età massima.

4. DISCUSSIONE

4.1. Dati di spiaggiamento

Lo studio di una popolazione con strumenti demografici è un passo importante non solo per accrescere le informazioni sulla specie stessa ma anche per poter organizzare un corretto piano di gestione.

Lo studio di specie con un lungo ciclo vitale (*long-lived species*) non è sempre veloce o economico. Per quanto riguarda i mammiferi marini i dati di spiaggiamento sono un'importante miniera di informazioni. Gli stessi ci possono fornire indicazioni sulla mortalità, sulle caratteristiche della popolazione e su come questa sia variata nel tempo, più velocemente ed economicamente dello studio *in situ*. Tuttavia per poter utilizzare le informazioni ricavate da questi dati è necessario assumere che gli spiaggiamenti siano una frazione rappresentativa della popolazione di origine e che ogni animale abbia la stessa probabilità di spiaggiare, indipendentemente dallo stadio vitale di appartenenza.

Il nostro studio ha evidenziato che gli spiaggiamenti non sono omogenei nello spazio e nel tempo. In Italia sono stati trovati più animali che in Francia. Lungo le coste Italiane sul versante adriatico c'è un maggior numero di segnalazioni di spiaggiamenti, come osservato anche da un precedente studio (Bortolotto *et al.*, 1992). Il maggior numero di animali in un'area piuttosto che in un'altra, potrebbe essere dovuto sia alla numerosità della popolazione vivente in quella zona sia ad una maggiore mortalità. Nel Mar Adriatico settentrionale, nell'area di Kvarnerić, sembrerebbe esserci stato un aumento della popolazione tra il 2004 e il 2011, dovuto o ad un cambiamento di habitat o ad un aumento delle dimensioni della popolazione (Pleslic *et al.*, 2013). Il maggior numero di spiaggiamenti nel Mar Adriatico potrebbe essere spiegato anche da alcune caratteristiche oceanografiche:

- 1) essendo un mare con acque poco profonde (Figura 4.1), la popolazione di tursiopo può trovare un habitat ottimale non solo in prossimità delle coste ma anche al largo, e potrebbe avere la possibilità di spostarsi tra le coste italiane e quelle orientali;

2) nel Mar Adriatico le correnti costiere circolanti in senso antiorario (Figura 4.2) potrebbero portare lungo le coste italiane animali morti nel versante orientale. Individuare quale tra le ipotesi sopra proposte sia la più idonea è al momento difficile a causa delle scarse conoscenze sulla densità della popolazione in mare e sulle eventuali cause di mortalità estranee ai fattori naturali.

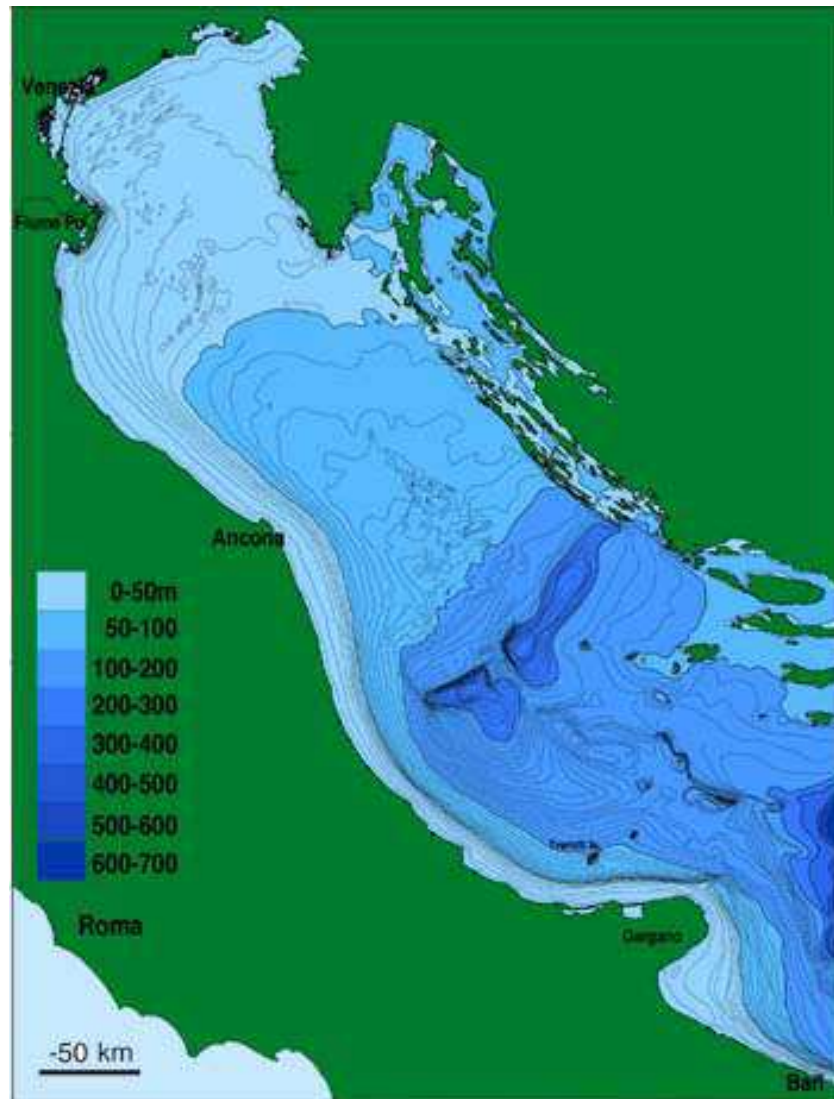


Figura 4.1 Batimetria del Mar Adriatico (www.regione.emilia-romagna.it/geologia)

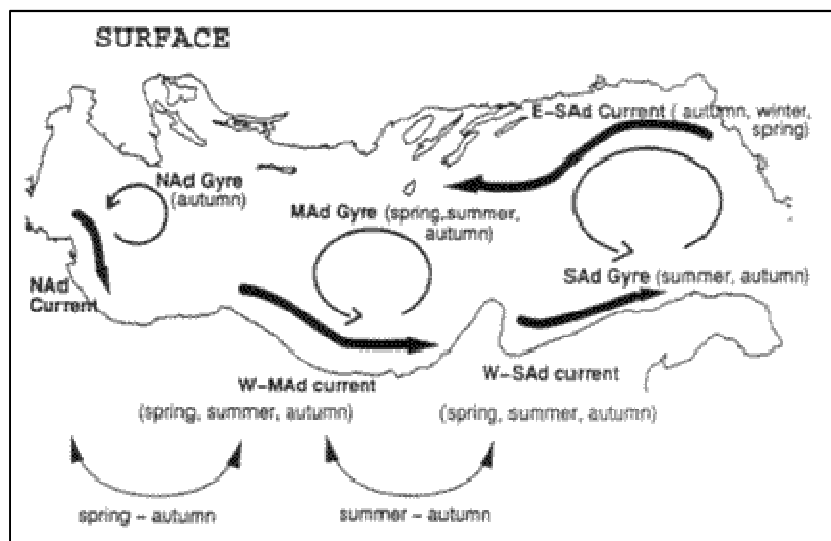


Figura 4.2 Circolazione superficiale del Mar Adriatico (Artegiani *et al.*, 1997)

Il maggior numero di animali rinvenuto negli ultimi tredici anni (1999-2011) potrebbe indicare un corrispettivo aumento della popolazione presente in mare, forse dovuto al termine delle attività di caccia, messe al bando dal 1979 (Bearzi *et al.*, 2004). La mancanza di informazioni riguardanti il numero di animali cacciati e la numerosità della popolazione in quegli anni non ci permette di avvalorare o smentire questa ipotesi. Sicuramente la maggiore organizzazione della raccolta dati avvenuta nell'ultimo decennio potrebbe spiegare la disomogeneità degli spiaggiamenti del primo periodo (1986-1998) e il loro minore numero rispetto al secondo (1999-2011).

Nel 1991 si osserva un picco di spiaggiamenti di tursiope; nello stesso anno è stata registrata una moria anomala di stenelle (*Stenella coeruleoalba*) a causa di *Morbillivirus* spp (Van Bresse *et al.*, 1993; Cebrian, 1995; Cornaglia *et al.*, 2000). Alcuni studi hanno dimostrato che anche il tursiope è vulnerabile a questo patogeno (Krafft *et al.*, 1995; Taubenberger *et al.*, 1996); non è erroneo pertanto attribuire l'elevata moria di tursiopi del 1991 ad un'infezione virale.

Gli spiaggiamenti sembrano avvenire preferibilmente nei mesi caldi. L'alta mortalità registrata in questo periodo potrebbe essere una conseguenza del maggior controllo delle spiagge a scopo balneare o potrebbe essere dovuta all'elevato disturbo

antropico causato dall'aumento delle imbarcazioni, soprattutto quella da diporto, che provocano uno stress agli animali (Nowacek *et al.*, 2001; Costantine *et al.*, 2004).

La distribuzione mensile degli spiaggiamenti di *Newborns* fornisce un'informazione molto interessante: ci permette di determinare il periodo di riproduzione della specie, non ancora ben definito in Mediterraneo. Poiché la permanenza in questo stadio vitale non supera i due mesi e mezzo, si può facilmente risalire al momento della nascita. La presenza di animali appena nati in tutti i mesi dell'anno indica che il tursiope è una specie a *riproduzione continua*; il picco di *Newborns* spiaggiati tra Luglio e Agosto ci permette tuttavia di dire che la maggior parte delle nascite sembra avvenire tra Maggio e Giugno. Questa informazione potrà essere tenuta in considerazione in caso di attuazione di misure di protezione per la specie stessa.

Dai dati di spiaggiamento italiani e francesi la *sex ratio* del tursiope mediterraneo risulterebbe sbilanciata a favore dei maschi. In letteratura questo parametro è variabile, come riportato in Tabella 4.1.

Tabella 4.1 Sex ratio riportate in studi precedenti

Sex ratio	Numerosità campione	Tecnica utilizzata	Località	Autori
1:1	79	Foto-identificazione	Nuova Zelanda	Currey <i>et al.</i> , 2008
1:1,8 (F:M)	109	Spiaggiamenti	Brasile meridionale	Fruet <i>et al.</i> 2010
1:1	115	Spiaggiamenti	Sud Carolina	McFee e Hopkins-Murphy, 2002
<i>Newborns</i> 1:1 <i>Juveniles</i> 1:1 <i>Subadults</i> 1≠1 (in favore M) <i>Adults</i> 1≠1 (in favore F)	#	Foto-identificazione e video	Isola Miruka	Kogi <i>et al.</i> 2004
A favore dei maschi	#	Biopsie	Azzorre e Madera	Quérouil <i>et al.</i> , 2010

È plausibile, nonostante tutto, ipotizzare che la *sex ratio* del tursiope nella nostra area di studio sia bilanciata, in quanto sembrerebbe che lo sbilanciamento da noi osservato sia dovuto esclusivamente ai dati raccolti in due sole occasioni, in

Sardegna e in Molise, dove è stato registrato un maggior numero di maschi, probabilmente a causa di una loro maggiore mortalità in quelle zone oppure ad un loro comportamento gregario.

Dopo una preliminare analisi dei dati di spiaggiamento presenti nei database è stata indagata la struttura della popolazione degli spiaggiati.

Dalla tavola di mortalità si può osservare che lo stadio vitale con un maggior numero di morti è quello dei *Juveniles*. La presenza di un individuo in un determinato stadio, tuttavia, non è dovuta esclusivamente alla sua probabilità di morte ma anche alla durata dello stadio stesso. Se si normalizzano i dati per la durata del primo stadio (75 giorni), il periodo del ciclo vitale con un maggior numero di morti è quello dei *Newborns*.

Il profilo del rischio di morte è piuttosto anomalo: è mediamente alto nei *Newborns*, diminuisce per i *Calves* per poi aumentare nuovamente nei *Juveniles* e ridiminuire per gli *Adults*, sia nei maschi che nelle femmine. Questo andamento non rispetta la caratteristica forma ad U della curva di mortalità che normalmente viene osservata nei grandi mammiferi (Caughley, 1996; Spinage, 1972) e che è stato osservato anche nella popolazione di tursiopi dell'Indian River Lagoon, in Florida (Stolen e Barlow, 2003). L'elevato rischio di morte negli individui appena nati è stato riportato sia per animali terrestri che marini (Caughley, 1996; Stolen e Barlow, 2003; Arrigoni *et al.*, 2011). Non è da escludere che la già elevata mortalità dei *Newborns*, dovuta soprattutto alle condizioni fisiche al momento della nascita (Mann e Watson-Capps, 2005), sia sottostimata: viste le ridotte dimensioni degli individui appena nati la decomposizione potrebbe essere più veloce e la carcassa potrebbe affondare prima di raggiungere la riva o non essere facilmente individuata dagli osservatori una volta spiaggiata. Il minore rischio di morte dei *Calves* potrebbe essere attribuito alla loro permanenza, assieme alla madre, nel gruppo delle femmine adulte durante tutto lo svezzamento, usufruendo quindi di una maggiore protezione: più sono i piccoli presenti nel gruppo più questo aumenta di dimensioni (Bearzi *et al.*, 1997). L'elevato rischio di morte dei *Juveniles* è anomalo: solo il 48% delle femmine raggiunge la maturità sessuale. Questo potrebbe essere imputato alla struttura sociale della

popolazione, dove i *Juveniles* abbandonano le madri e le femmine per unirsi in gruppi di sub-adulti (Wells *et al.*, 1987). Questi gruppi potrebbero essere composti da un minor numero di individui e potrebbero avere difficoltà nella ricerca del cibo o nel difendersi da eventuali minacce; al momento, tuttavia, non possiamo validare nessuna ipotesi e questa mortalità potrebbe essere dovuta a fattori ancora da definire.

L'anomalia del profilo del rischio di morte si riflette anche sull'aspettativa di vita, la quale, invece di aumentare nei vari stadi vitali come avviene per la balenottera comune, *Balaenoptera physalus*, (Arrigoni *et al.*, 2011), aumenta per i *Calves*, per diminuire nei *Juveniles* e rialzarsi negli *Adults*.

In ciascun stadio vitale, i maschi hanno una mortalità maggiore delle femmine, coerentemente con quanto osservato in altre popolazioni di tursiope (Scott *et al.*, 1990; Fernandez e Hohn, 1998; Stolen e Barlow, 2003). Stolen e Barlow (2003) suggeriscono che tale mortalità possa essere attribuita anche in questo caso alla struttura sociale dei tursiopi: le femmine rimangono in gruppi numerosi per tutta la durata della loro vita mentre i maschi, una volta adulti, tendono a formare coppie o terzetti (Wells, 1987; Connor *et al.*, 1992), essendo così maggiormente esposti a probabili minacce.

La curva di sopravvivenza ottenuta dall'elaborazione dei nostri dati rispecchia l'elevata mortalità dei primi stadi vitali e una minore mortalità nell'età adulta, con un profilo più simile a quello di una specie a strategia *r* che ad una a strategia *K* quale il tursiope, rispecchiando quanto riportato da Arrigoni *et al.*, (2011) per la balenottera comune. Tale curva, inoltre, differisce da quella elaborata da Stolen e Barlow (2003), che è una curva di sopravvivenza di tipo I, come ci si aspetterebbe per una specie che partorisce un solo piccolo per volta e investe molte energie nello svezzamento.

Osservando la struttura della popolazione dei due periodi si osserva che tra il primo e il secondo cambiano i rapporti tra gli stadi vitali. Se inizialmente spiaggia una frazione maggiore di *Adults* rispetto ai *Calves*, negli ultimi 13 anni la frazione di adulti spiaggiati diminuisce lasciando pensare che un numero sempre minore di individui raggiunga l'ultimo stadio vitale. Poiché la riproduzione del tursiope avviene

esclusivamente nello stadio di *Adults*, se un minor numero di animali raggiunge tale stadio vitale la popolazione potrebbe trovarsi in pericolo.

Anche il valore del tasso geometrico di accrescimento, $\lambda = 0,97$ indicherebbe, qualora i nostri dati riflettessero le reali condizioni della popolazione in mare, un declino della sub-popolazione mediterranea di tursiope, confermando pertanto la sua collocazione nella categoria *Vulnerable* della Red List (Bearzi *et al.*, 2006).

Sebbene la caccia al tursiope sia stata vietata da anni, le minacce da parte dell'uomo non possono considerarsi concluse. Se per la balenottera uno dei rischi principali è la collisione con le imbarcazioni (Panigada *et al.*, 2006) per il tursiope questo rischio è limitato: un pericolo maggiore è costituito dalle catture accidentali che avvengono durante la pesca (Reeves *et al.*, 2006) e dalle patologie infettive precedentemente riportate. I tursiopi sono animali opportunisti e non di rado si trovano vicino alle reti, rischiando di rimanere intrappolati. Un'altra causa di mortalità è legata al fatto che i pescatori, considerandoli una minaccia per il pescato, li uccidano, come dimostrano le ferite da armi da fuoco rinvenute su alcuni individui.

4.2. Indicazioni per il futuro

Sebbene i dati che abbiamo utilizzato siano i migliori disponibili per gli spiaggiamenti mediterranei di tursiope, potrebbero tuttavia essere presi specifici accorgimenti per migliorarne non solo la qualità ma anche l'utilizzo.

Un rilevamento più accurato della lunghezza corporea, dalla punta del rostro a quella della coda, permetterebbe una stima migliore dell'età dell'animale. Per fare questo, però, è necessario che vengano sviluppate curve di crescita per i tursiopi mediterranei, prelevando i denti dalle carcasse, utilizzandoli per stimare l'età mediante l'analisi degli strati di crescita della dentina e correlando quest'ultima con la taglia dell'esemplare spiaggiato (Mattson *et al.*, 2006).

Dalle carcasse potrebbero essere prelevati anche campioni biologici per analizzare la struttura genetica delle popolazioni (Wang *et al.*, 1999; Parson *et al.*, 2002; Natoli *et al.*, 2005; Gaspari *et al.*, 2013).

Una semplice foto della pinna dorsale potrebbe consentire di identificare l'animale negli archivi fotografici dei vari gruppi di ricerca: così facendo si potrebbe conoscere la storia dell'animale e l'area geografica di provenienza.

Un'analisi particolarmente importante dal punto di vista demografico consiste nello studio delle gonadi: studiando le cicatrici presenti nell'ovario (*Corpus Albicans*) si può risalire alla storia riproduttiva dell'animale, dal momento che una traccia della gravidanza permane come *Corpus Albicans* (Mann, 2000).

Tutte queste informazioni possono essere ottenute esaminando la carcassa dell'animale, ma per migliorare ulteriormente l'elaborazione dei dati bisognerebbe condurre ulteriori studi demografici *in situ* basandosi sulla foto-identificazione degli individui della popolazione mediterranea. Un lavoro sicuramente importante sarebbe quello di indagare le modalità di spiaggiamento, verificando se tutti gli animali hanno la stessa probabilità di spiaggiare o meno, come è stato fatto da Peltier *et al.* (2012).

Ampliando l'area di studio della popolazione in mare, e condividendo i dati raccolti con gli altri gruppi di ricerca, si permetterebbe non solo di migliorare le informazioni disponibili ma anche di confrontare i vari risultati. Sviluppare un unico database italiano con tutte le informazioni disponibili sui cetacei del Mediterraneo, come la piattaforma INTERCET (Gnone *et al.*, 2011b), permetterebbe infatti un migliore scambio di informazioni, rendendo più facile condurre studi sulle singole sub-popolazioni mediterranee del tursiope.

5. CONCLUSIONI

Nel lavoro qui presentato sono stati utilizzati dati di spiaggiamento per studiare la popolazione mediterranea di tursiope.

Grazie a questa tipologia di dati abbiamo potuto ottenere alcune informazioni interessanti quali quelle relative al periodo riproduttivo che fino ad ora non era ben definito. Il tursiope mediterraneo è risultato essere una popolazione a *riproduzione continua*, come dimostra il ritrovamento di individui piccoli appena nati durante tutto l'arco dell'anno.

La mortalità è elevata non solo nell'età infantile, *Newborns*, ma anche tra i *Juveniles*, stadio in cui ci si aspetterebbe una sopravvivenza maggiore. Purtroppo i nostri dati non ci permettono di identificare nello specifico le cause di tale anomalia, consentendoci di avanzare solo supposizioni. I pericoli che gravano sul tursiope mediterraneo, trattandosi di una specie costiera, potrebbero essere molteplici e di diversa natura, da quelli antropici a quelli naturali (Reeves e Notarbartolo di Sciarra, 2006). Per identificare le minacce che effettivamente influiscono sulla sua sopravvivenza è necessaria un'accurata indagine. Una volta identificati i pericoli sarà opportuno attuare un'azione di mitigazione degli stessi e delle misure di protezione che permettano ad un maggior numero di individui di raggiungere l'età adulta e contribuire quindi alla riproduzione e all'incremento della popolazione.

Dal nostro lavoro sembrerebbe che la popolazione stia subendo un declino del 3%; saranno comunque necessari ulteriori studi per arrivare a conclusioni più accurate e definitive.

Per il futuro è auspicabile una migliore raccolta dati degli animali spiaggiati, quali una misurazione precisa della lunghezza corporea e la rilevazione del sesso dell'individuo. Sarà anche necessario costruire una curva di crescita per il tursiope mediterraneo, mediante l'analisi della dentina. Le deposizioni di dentina e cemento sono annuali: attraverso una sezione trasversale è possibile stimare l'età contando gli

strati di crescita (*growth-layer group*, GLGs) (Hohn *et al.*, 1989). La curva di crescita si sviluppa mettendo in relazione l'età così calcolata con la lunghezza corporea.

L'analisi degli spiaggiamenti è utile per investigare la struttura della popolazione ma non deve essere l'unico strumento utilizzato. Solo integrando le varie tecniche di ricerca si potranno avere risultati inequivocabili che permetteranno di definire le reali condizioni della popolazione mediterranea di tursiope.

6. BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni M., Manfredi P., Panigada S., Bramanti L., Santangelo G. 2011. Life-history tables of the Mediterranean fin whale from stranding data. *Marine ecology*. **32**(1): 1-9.
- Artegiani A., Paschini E., Russo A., Bregant D., Raicich F., Pinardi N. 1997. The Adriatic Sea general circulation. Part II: baroclinic circulation structure. *Journal of Physical Oceanography*. **27**(8): 1515-1532.
- Barros N.B., Odell D.K. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southern United States. In *"The Bottlenose Dolphin"*. (Eds S. Leatherwood and R. R. Reeves.) pp. 309-328. (Academic Press: San Diego).
- Bearzi G., Fortuna C.M. 2006. Common bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). In: *The Status and Distribution of Cetaceans in Black Sea and Mediterranean Sea* (Ed. by R.R. Reeves & G. Notarbartolo di Sciara, compiler and editors), pp. 64-73. IUNC Centre for Mediterranean Cooperation, Màlaga, Spain.
- Bearzi G., Fortuna M.C., Reever R.R. 2008. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*. **39**(2):92-123.
- Bearzi G., Holcer D., Notarbartolo di Sciara G. 2004. The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. **14**: 363–379.
- Bearzi G., Notarbartolo di Sciara G., Politi E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*.

13(4):650-668.

- Bearzi G., Politi E., Agazzi S., Bruno S., Costa M., Bonizzoni S. 2005. Occurrence and present status of coastal dolphin (*Delphinus delphin* and *Tursiops truncatus*) in the eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*. **15**: 243-257.
- Berger J. 1990. Persistence of different-sized populations: An empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*. **4**: 91-98.
- Blanco C., Salomón O., Raga J.A. 2001. Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. **81**:1053-1058.
- Bonizzoni S., Furey N.B., Pirota E., Valavanis V.D., Würsing B., Bearzi G. 2013. Fish farming and its appeal to common bottlenose dolphins: modelling habitat use in a Mediterranean embayment. *Acquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.2401.
- Bortolotto A., Casini L., Stanzani L.A. 1991. Dolphin mortality along the Southern Italian Coast (June-September 1991). *Acquatic Mammals*. **18(2)**: 56-60.
- Butti C., Corain L., Cozzi B., Podestà M., Pirone A., Affronte M., Zotti A. 2007. Age estimation in the Mediterranean bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu 1821) by bone density of the thoracic limb. *Journal of anatomy*. **211(5)**: 639-646.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology*. **47**: 906–918.
- Cebrian D. 1995. The striped dolphin *Stenella coeruleoalba* epizootic in Greece, 1991-1992. *Biological conservation*. **74**: 143-145.

- Chapman C.A., White F.J., Wrangham R.W. 1993. Defining Subgroup Size in Fission-Fusion Societies. *Folia Primatologica*. **61**:31-34.
- Cheal A.J., Gale N.J. 1992. Growth, Sexual Maturity and Food Intake of Australian Indian Ocean Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in Captivity. *Australian Journal of Zoology*. **40**: 215-223
- Chivers S.J. 2002. Cetacean live history. In Perrin W.F., Würsig B. and Thewissen J.G.M. (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, pp. 221-225.
- Cockcroft V.G., Ross G.J.B. 1990. Age, Growth, and Reproduction of Bottlenose Dolphin *Tursiops truncatus* from the East Coast of Southern Africa. *Fishery Bulletin*. **88**: 289-302.
- Connor R., Smolker R.A., Richards A.F. 1992. Two levels of alliance formation among male bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*). *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. **89**: 987-990.
- Cornaglia E., Rebora L., Gili C., Di Guardo G. 2000. Histopathological and Immunohistochemical Studies on Cetaceans Found Stranded on the Coast of Italy between 1990 and 1997. *Journal of Veterinary Medicine Series A*. **47**(3): 129-142.
- Costantine R., Brunton D.H., Dennis T. 2004. Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behavior. *Biological Conservation*. **117**:299-307.
- Currey R.J.C., Rowe L.E., Dawson S.M., Sloaten E. 2008. Abundance and demography of bottlenose dolphins in Dusky Sound, New Zealand, inferred from dorsal fin photographs. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. **42**: 439-449.

- Deevery E.S. 1947. Life tables for natural populations of animals. *The Quarterly Review of Biology*. **22**: 283-314.
- Díaz Lòpez B. 2012. Bottlenose dolphins and aquaculture: interaction and site fidelity on the north-eastern coast of Sardinia (Italy). *Marine Biology*. **159**: 2161-2172.
- Díaz Lòpez B., Shirai J.A.B. 2008. Marine aquaculture and bottlenose dolphins' (*Tursiops truncatus*) social structure. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. **62**: 887-894.
- Donovan T. M., Welden C. 2002. *Spreadsheet exercises in ecology and evolution*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA, USA.
- Dunn D.G., Barco S.G., Pabst D.A., McLellan W.A. 2002. Evidence for infanticide in bottlenose dolphins of the Western North Atlantic. *Journal of Wildlife Diseases*. **38**(3): 505-510.
- Fernandez S., Hohn A.A. 1998. Age, growth, and calving season of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, off coastal Texas. *Fishery Bulletin*. **96**: 357-365.
- Forcada J., Gazo M., Aguilar A., Gonzalvo J., Fernandez-Contreras M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Marine Ecology Progress Series*. **275**: 275-87.
- Fossa F., Lammers M.O., Relini L.O. 2011. Measuring interactions between Common Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) and artisanal fisheries in the Ligurian Sea: 2) net damage and catch modification. *Biologia Marina Mediterranea*. **18**(1): 182-183.
- Fruet P.F., Kinas P.G., Da Silva K.G., Di Tullo J.C., Monteiro D.S., Dalla Rosa L., Estima S.C., Secchi E.R. 2010. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil.

Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. **92**(8): 1865-1876.

- Fujiwara M., Caswell H. 2001. Demography of the endangered North Atlantic right whale. *Nature.* **414**: 537-541.
- Gaspari S., Holcer D., Mackelworth P., Fortuna C., Frantzis A., Genov T., Vighi M., Natali C., Rako N., Banchi E., Chelazzi G., Ciofi C. 2013. Population genetic structure of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Adriatic Sea and contiguous regions: implications for international conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.* DOI: 10.1002/acq.2415.
- Gnone G., Bellingeri M., Bonel N., Cassina G., Fasce I. 2011b. Intercet-gionha: una piattaforma gis su web per lo studio dei cetacei e delle tartarughe marine. *Biologia Maina Mediterranea.* **18**(1): 156-158.
- Gnone G., Bellingeri M., Dhermain F., Dupraz F., Nuti S., Bedocche D., Moulins A., Rosso M., Alessi J., Mccrea R.S., Azzellino A., Airoidi S., Portunato N., Laran S., David L., Di Meglio N., Bonelli P., Montesi G., Trucchi R., Fossa F., Wurtz M. 2011a. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.* **12**: 372-388.
- Haase P.A., Schneider K. 2001. Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, New Zealand-preliminary findings. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.* **35**:675-680.
- Hastie G.D., Wilson B., Thompson P.M. 2006. Diving deep in a foraging hotspot: acoustic insights into bottlenose dolphin dive depths and feeding behaviour. *Marine Biology.* **148**:1181-1188.
- Hershkovitz P. 1966. A catalogue of living whales. *Bulletin of the United States National Museum.* **246**: 1-259.

- Hoezel A.R., Potter C.W., Best P.B. 1998. Genetic differentiation between Parapatric “Nearshore” and “Offshore” Populations of the Bottlenose Dolphin. *Proceedings: Biological Sciences*. **265**(1402): 1177-1183.
- Hohn A., Scott M., Wells R., Sweeney J., Irvine B. 1989. Growth layers in teeth from known-age, free-ranging bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*. **5**:314-342.
- IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>.
- Janik V.M. 2000. Food-related bray calls in wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings: Biological Sciences*. **267**:923–927.
- 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.
- Klinowska M. 1986. Cetacean live stranding dates relate to geomagnetic disturbances. *Aquatic Mammals*. **11**(3): 109-119.
- Kogi K., Hishii T., Imamura A., Iwatani T., Dudzinski K.M. 2004. Demographic parameters of Indo-Pacific Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) around Miruka Island, Japan. *Marine Mammal Science*. **20**(2): 510-526.
- Krafft A., Lichy J.J., Lipscomb T.P., Klaunberg B. A., Kennedy S., Taubenberger J. 1995. Postmortem Diagnosis of Morbillivirus Infection in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Atlantic and Gulf of Mexico Epizootics by Polymerase Chain Reaction-Based Assay. *Journal of Wildlife Diseases*. **31**(3): 410-415
- LeDuc R.G., Perrin W.F., Dizon A.E. 1999. Phylogenetic relationships among the delphinid cetaceans based on full cytochrome b sequences. *Marine Mammal Science*. **15**: 619–648.

- Leslie P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*. **33**: 183-212.
- Leslie P.H. 1948. Some further notes on the use of matrices in population analysis. *Biometrika*. **35**: 213-245.
- Lewis E.G. 1942. On the generation and growth of a population. *Sankhya*. **6**: 93-96.
- Lotka A.J. 1922. The stability of the normal age distribution. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. **8**: 339-345.
- Lotka A.J. 1925. Elements of Physical Biology. Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- Mann J., Connor R.C., Barre L.M., Heithaus M.R. 2000. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*. **11**(2): 210-219.
- Mann J., Watson-Capps J.J. 2005. Surviving at sea: ecological and behavioural predictors of calf mortality in Indian Ocean Bottlenose dolphin, *Tursiops* sp. *Animal Behaviour*. **69**: 899-909.
- Mann J.A.N.E.T. 2000. Unraveling the dynamics of social life. *Cetacean societies: field studies of dolphins and whales*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. Pp. 45-64.
- Mattson M.C., Mullin K.D., Ingram G.W., Hoggard W. 2006. Age structure and growth of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from strandings in the Mississippi Sound Region of the North-central Gulf of Mexico from 1986 to 2003. *Marine Mammal Science*. **22**(3):654-666.
- Mazzucca L., Atkinson S., Keating B., Nitta E. 1999. Cetacean mass strandings in

- the Hawaiian Archipelago, 1957-1998. *Aquatic Mammals*. **25**(2): 105-114.
- McFee W., Hopkins-Murphy S.R. 2002. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) strandings in South Carolina, 1992-1996. *Fishery bulletin*. **100**: 258-265.
 - McManus T.J., Wapstra J.E., Guiler E.R., Munday B.L., Obendorf D.L. 1984. Cetacean strandings in Tasmania from February 1978 to May 1983. *Paper and Proceeding of the Royal Society of Tasmania*. **118**: 117-135.
 - Mead J.G., Potter C.W. 1995. Recognizing two populations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) of the Atlantic coast of North America - morphologic and ecologic considerations. *IBI Reports*. **5**: 31-44.
 - Möller L.M., Beheregaray L.B., Harcourt R.G., Krützen M. 2001. Alliance membership and kinship in wild male bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of southeastern Australia. *Proceedings of the Royal Society B*. **268**: 1941-1947.
 - Natoli A., Birkun A., Aguilar A., Lopez A., Hoebel A.R. 2005. Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceeding of the Royal Society B*. **272**: 1217-1226.
 - Norris K.S. 1961. Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammalogy*. **42**(4): 471-476.
 - Notarbartolo di Sciara G., Demma M. 2004. *Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo*. Franco Muzzio Editore, Padova. 264 pp.
 - Notarbartolo Di Sciara G., Venturino M.C., Zanardelli M., Bearzi G., Borsani F.J., Cavalloni B. 1993. Cetaceans in the central Mediterranean Sea: Distribution and sighting frequencies. *Bollettino di zoologia*. **60**: 131-138.
 - Nowacek S.M., Wells R.S., Solow A.R. 2001. Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine*

Mammals Science. **17**(4):673-688.

- Orsi Relini L., Capello M., Poggi R. 1994. The stomach content of some bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Ligurian Sea. *European Research on Cetacean*. **8**: 192-195.
- Panigada S., Pesante G., Zanardelli M., Capoulade F., Gannier A., Weinrich M.T. 2006. Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine pollution bulletin*. **56**: 1287-1298.
- Parsons K.M., Durban J.W. Claridge D.E., Balcomb K.C., Noble L.R., Thompson P.M. 2003. Kinship as a basis for alliance formation between male bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Bahamas. *Animal Behaviour*. **66**: 185-194.
- Patterson I.A.P., Reid R.J., Wilson B., Grellier K., Ross H.M., Thompson P.M. 1998. Evidence for infanticide in bottlenose dolphins: an explanation for violent interactions with harbor porpoise?. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Science*. **265**: 1167-1170.
- Peltier H., Dabin W., Van Canneyt O., Dorèmus G., Huon M., Ridoux V. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*. **18**: 278-290.
- Perrin W.F., Geraci J.R. 2009. Stranding. In: “*Encyclopedia of Marine Mammals*” 2nd Edition. (W.F. Perrin, B. Würsing, J.G.M. Thewissen, eds). Academic Press, Amsterdam. Pp. 1118-1123.
- Pleslić G., Rako Gospić N., Mackelworth P., Wiemann A., Holcer D., Fortuna C. 2013. The abundance of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the former special marine reserve of the Cres-Lošinj Archipelago, Croatia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.2416.

- Quérrouil S., Freitas L., Dinis A., Alves F., Cascão I., Prieto R., Silva M.A., Magalhães S., Matos J.A., Santos R.S. 2010. Sex bias in biopsy samples collected from free-ranging dolphins. *European Journal of Wildlife Research*. **56**(2): 151-158.
- Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. 2006. *The Status and Distribution of Cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. IUNC Centre for Mediterranean Cooperation, Màlaga, Spain. 137 pp.
- Ricklefs R.E. e Miller G.L. 2001. *Ecology*. Fourth Edition.
- Ross G.J.B., Cockcroft V. G. 1990. Comments on Australian bottlenose dolphin and taxonomic status of *Tursiops truncatus* (Ehrenberg, 1832. In “*The Bottlenose Dolphin*”. (Eds S. Leatherwood and R. R. Reeves.). Academic Press, San Diego. Pp. 101-28
- Rowe L.E., Dawson S.M. 2009. Determining the sex of bottlenose dolphins from Doubtful Sound using dorsal fin photographs. *Marine Mammal Science*. **25**(1): 19–34.
- Santangelo G., Bramanti L., Iannelli M. 2007. Population dynamics and conservation biology of the over-exploited Mediterranean red coral. *Journal of Theoretical Biology*. **244**: 416-423.
- Scott M.D., Wells R.S., Irvine A.B. 1990. A Long-Term Study of Bottlenose Dolphins on the West Coast of Florida. In “*The Bottlenose Dolphin*”. (Eds S. Leatherwood and R. R. Reeves). Academic Press, San Diego. Pp. 101-28.
- Siciliano S., Ramos R.M.A., Di Benedetto A.P.M., Santos M.C.O., Fragoso A.B.F., Brito J.L., Azevedo A.F., Vicente A.F.C., Zampirolli E., Alvarenga F.S., Barbosa L., Lima N.R.W. 2007. Age and growth of some delphinids in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. **87**: 293-303.

- Smith T.M., Smith R.L. 2007. *Elementi di Ecologia*. Pearson.
- Spinage C.A. 1972. African ungulate life tables. *Ecology*. 645-652.
- Stearns S.C. 1992. *The evolution of Life Histories (POD)*. Cap 2. Pp 20-38.
- Stolen M.K., Barlow J. 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, U.S.A. *Marine Mammal Science*. **19**(4): 630-649.
- Stolen M.K., Odell D.K., Barros N.B. 2002. Growth of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, U.S.A. *Marine Mammal Science*. **18**(2): 348-357.
- Taubenberger J.K., Tsai M., Krafft A.E., Lichy J.H., Reid A.H., Schulman F.Y., Lipscomb T.P. 1996. Two morbilliviruses implicated in bottlenose dolphin epizootics. *Emerging Infectious Diseases*. **2**(3): 213-216.
- Tolley K.A., Read A.J., Wells R.S., Urion K.W., Scott M.D., Irvine A.B., Hohn A.A. 1995. Sexual Dimorphism in Wild Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota, Florida. *Journal of Mammalogy*. **76**: 1190-1198.
- Van Bresse M.F., Visser I.K.G, De Swart R.L., Orveli C., Stanzani L., Androukaki E., Siakavara K., Osterhaus A.D.M.E. 1993. Dolphin morbillivirus infection in different parts of the Mediterranean Sea. *Archives of Virology*. **129**: 235-242.
- Voliani A., Volpi C. 1990. Stomach content analysis of stranded specimen of *Tursiops truncatus*. *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploration de la Mer Méditerranée*. **32**: 238.
- Wang J.Y., Chou L.S., White B.N. 1999. Mitochondrial DNA analysis of sympatric morphotypes of bottlenose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. *Molecular Ecology*. **8**: 1603–1612.

- Wells R.S. 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: "Dolphin societies: Discoveries and puzzles" (K. Pryor and K.S. Norris, eds). Berkeley. University of California Press. pp. 199-225.
- Wells R.S., Hofmann S., Moors T.L. 1998. Entanglement and mortality of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in recreational fishing gear in Florida. *Fishery Bulletin*. **96**: 647-650.
- Wells R.S., Scott M.D. 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In "Handbook of Marine Mammals" (S.H. Ridgway, and R. Harrison, eds). Academic Press, San Diego, 6, the Second Book of Dolphins and Porpoises. Pp. 137-182.
- Wells R.S., Scott M.D. 2009. Common Bottlenose Dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: "Encyclopedia of Marine Mammals", 2nd Edition. (W.F. Perrin, B. Würsing, J.G.M. Thewissen, eds). Academic Press, Amsterdam. Pp. 249-255.
- Wells R.S., Scott M.D., Irvine A.B. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphin. In: "Current Mammology" (H.H. Genoway, ed.), Plenum Press, New York. Pp 247-305.
- Wiley D.N., Early G., Mayo C.A. Moore M.J. 2001. Rescue and release of mass stranded cetaceans from beaches on Cape Code, Massachusetts, USA; 1990-1999: a review of some response actions. *Aquatic Mammals*. **27**(2): 162-171.
- Würsing B., Würsing M. 1979. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin*. **77**: 399-412.

RINGRAZIAMENTI

Cavalchiamo e slittiamo

Sui cavalloni azzurri;

Arrivano al galoppo

I generosi delfini;

Si rincorrono e saltano

Attorno a noi giocando;

Facendo evoluzioni e tuffandosi

A quattro a quattro oppure di più;

Mi osservano e muovono il capo.

Dalle profondità

Giungono gemiti e sussurri

Come se mi stessero invitando.

Vorrei, vorrei tanto essere

Con i generosi delfini

E stare in mare

Fra loro una di loro essere.

(Elisabetta d'Austria)

Giunti alla fine di questo percorso vorrei fare alcuni sentiti ringraziamenti. Innanzi tutto vorrei ringraziare il Professor Santangelo, per avermi dato la possibilità di svolgere questa tesi sul tursiope; Alessia, che mi ha guidata e consigliata durante tutto lo svolgimento del lavoro; il professor Manfredi per avermi spiegato le numerose cose che non sapevo o non capivo.

Un grosso GRAZIE va alla mia famiglia, senza il loro sostegno non sarei potuta arrivare fino a qui, inseguendo il sogno che ho avuto fin da piccola: GRAZIE! Grazie mamma e papà, e grazie anche a mio fratello. Grazie nonno e nonna, mi avete sempre

sostenuta e avete sempre creduto in me, spero che siate orgogliosi della vostra nipotina. Grazie alla mia nonna che mi aspetta sempre a casa per sapere come è andata la settimana in università. GRAZIE!

Grazie a tutte le persone che ho incontrato in questa avventura pisana, con le quali ho condiviso intense giornate di lezione e serate di svago.

Un ringraziamento speciale va a tutti coloro che mi hanno accompagnata durante questi anni, tutti gli amici che mi hanno sostenuta durante le difficoltà e non mi hanno mai permesso di arrendermi. Grazie ragazzi per esserci stati e per esserci sempre.

GRAZIE a tutti quelli che non hanno mai smesso di credere in me.

GRAZIE A TUTTI!