



Università
Ca' Foscari
Venezia

Scuola Dottorale di Ateneo

Graduate School

Dottorato di ricerca in Scienze Ambientali

Ciclo XXIX

Anno di discussione 2017

**Sfide nella gestione degli ecosistemi d'acqua dolce: il caso
studio di una specie bandiera, la testuggine palustre siciliana
Emys trinacris (Testudines, Emydidae)**

SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE DI AFFERENZA: BIO/05

Tesi di Dottorato di Dario OTTONELLO, matricola 956094

**Coordinatore del Dottorato
Prof. Gabriele CAPODAGLIO**

**Tutore del Dottorando
Prof. Stefano MALAVASI**

**Co-tutore del Dottorando
Marco A. L. ZUFFI, PhD**

Riassunto. Uno dei compiti cardine delle aree protette è quello di “*applicare metodi di gestione o di restauro ambientale idonei a realizzare un’integrazione tra uomo e ambiente naturale*” (L. 394/1991). Le scelte gestionali sono però spesso controverse e necessitano nella maggior parte dei casi di una visione a medio-lungo termine che è molte volte frenata da fattori contingenti. Una delle strategie che si possono adottare è quella di focalizzare l’attenzione su specie che per particolari caratteristiche empatiche o normative possono facilitare l’ottenimento di fondi (specie bandiera) e/o che permettono la realizzazione di interventi di miglioramento o di gestione degli habitat che a cascata portano benefici a numerose altre specie (specie ombrello). La presenza di una specie carismatica, l’endemica testuggine palustre siciliana, unita agli interventi gestionali intrapresi dall’Ente gestore e a diversi fattori di pressione, tra tutti le specie aliene e l’agricoltura intensiva, rendono la Riserva Naturale Integrale del “Lago Preola e Gorgi Tondi” un ottimo caso studio, per valutare come i vari elementi possono avere un’influenza singolarmente o in sinergia sulle dinamiche che governano una popolazione di una specie animale. I risultati hanno evidenziato differenze significative a livello di vari aspetti della bio-ecologia della specie fra fasi stagionali differenti e fra siti. In particolare, è stato messo in evidenza come l’aumento di naturalità e della disponibilità di habitat acquatici verificatisi nell’ultimo decennio siano stati elementi decisamente favorevoli alla specie, sebbene la permanenza di alcuni fattori limitanti abbia generato risposte differenti tra i siti. Sono state infatti osservate differenze interessanti nell’ecologia trofica e nell’ampiezza di nicchia della specie fra siti con abbondanti popolazioni ittiche alloctone e siti privi di pesci. Questo ha permesso di dimostrare come la diversa comunità biologica influenzata dalla presenza di specie alloctone possa influire sulla struttura dell’ecosistema e di riflesso sulle caratteristiche della specie oggetto di studio, con particolare impatto sia a livello di popolazione sia a livello individuale. Questi risultati possono fornire importanti informazioni e indicazioni per la strategia di gestione della Riserva naturale indagata e per la gestione di aree naturali con simili caratteristiche ambientali, ai fini di migliorare non solo lo *status* di conservazione di *Emys trinacris* ma anche la qualità degli habitat in cui essa vive.

Parole chiave: *Emys trinacris*, gestione delle aree protette, specie aliene invasive, dinamiche di popolazione, *Population Viability Analysis*

Abstract. One of the key tasks of the protected areas is to "apply management methods or environmental restoration suitable for achieving integration between man and natural environment" (Law 394/1991). However, management decisions are often controversial and require in most cases a medium to long-term vision that is often hampered by contingent factors. A winning strategy is to focus attention on a particular species both for its empathic characteristics that facilitate the obtaining of funds (flagship species) both for its biological characteristics that allow the implementation of improvement measures that can bring benefits to many other species (umbrella species). The presence of a charismatic species, the endemic Sicilian pond turtle, combined with management actions and different pressures, including alien species and intensive agriculture, make the Natural Reserve "Lake Preola - Gorgi Tondi "an excellent case study to assess how the various elements can have an impact on the biology, ecology and dynamics of the population. The results showed significant differences in various aspects of the bio-ecology of the species between seasons and sites. In particular, it was shown how the increase of naturalness and of the aquatic habitats surface occurred in the last decade have been very favorable elements, although the persistence of some limiting factors has generated different responses between sites. In fact, interesting differences were observed in the ecology and in the trophic niche breadth of the species between sites with abundant non-native fish and sites without fish. This allowed to demonstrate how the presence of non-native species affects ecosystem structure and biological communities with aftermaths on the studied species, with particular impact both at population level both at individual level. These results can provide important information and recommendations for the management strategy of the nature reserve and for the management of natural areas with similar environmental characteristics, in order to improve not only the conservation *status* of Sicilian pond turtle but also the quality of the habitats where it lives.

Keywords: *Emys trinacris*, protected areas management, invasive alien species, population dynamics, *Population Viability Analysis*

Le tartarughe potrebbero raccontare delle strade più di quanto non potrebbero le lepri

Kahlil Gibran — Sabbia e spuma, 1926

Indice

1. Introduzione.....	6
1.1 Area di studio.....	10
1.2 Tassonomia, distribuzione, ecologia e biologia di <i>Emys trinacris</i>	27
2. Analisi spaziale e temporale: evoluzione delle zone umide nell'ultimo ventennio.....	36
2.1 Materiali e metodi.....	37
2.3 Risultati.....	39
2.4 Discussione.....	47
3. Parametri demografici, biologici ed ecologici della popolazione di <i>Emys trinacris</i>	49
3.1 Stima e dinamica di popolazione, morfometria e accrescimento.....	49
3.1.1 Materiali e Metodi.....	50
3.1.2 Risultati.....	60
3.1.3 Discussione.....	89
3.2 Ecologia trofica.....	97
3.2.1 Materiali e Metodi.....	98
3.2.2 Risultati.....	101
3.2.3 Discussione.....	110
3.3 Allometria e biologia riproduttiva.....	114
3.3.1 Materiali e Metodi.....	115
3.3.2 Risultati.....	120
3.3.3 Discussione.....	126
4. <i>Population Viability Analysis e Sensitivity Analysis</i>	128
4.1 Materiali e Metodi.....	129
4.2 Risultati.....	138
4.3 Discussione.....	146
5. Conclusioni.....	148
6. Bibliografia.....	156

1. Introduzione

Uno dei compiti cardine delle aree protette è quello di “*applicare metodi di gestione o di restauro ambientale idonei a realizzare un'integrazione tra uomo e ambiente naturale*” (L. 394/1991). Le scelte gestionali sono però spesso controverse e necessitano nella maggior parte dei casi di una visione a medio-lungo termine che è molte volte frenata da fattori contingenti legati soprattutto alla disponibilità e alla tipologia di fondi o finanziamenti (EVANS *et al.*, 2012), oltre che alla proprietà dei terreni e al rispetto dei vincoli normativi in essere. L'evoluzione della legislazione europea nell'ambito della tutela della biodiversità ha stabilito precisi obiettivi di conservazione grazie all'entrata in vigore delle direttive 92/43/CEE e 147/09/CE, ovvero il mantenimento in uno stato di buona conservazione di specie ed habitat di rilevanza europea – inseriti in appositi allegati. Questo ha permesso in alcuni casi di indirizzare e di ottimizzare le politiche ambientali locali (ARIANO *et al.*, 2012) anche se questa estrema rigidità per contro può portare a sottovalutare la necessità di tutelare ambienti e comunità altrettanto importanti (BAGELLA *et al.*, 2013), oltre all'evidente difficoltà a definire quantitativamente lo stato di “buona conservazione” di un habitat o di una specie. In molti casi nel contesto europeo gli habitat sono infatti degli ambienti semi-naturali mantenuti direttamente o indirettamente dalle attività antropiche ed una loro limitazione potrebbe addirittura portare alla scomparsa dell'obiettivo di conservazione stesso o instradarlo verso una nuova evoluzione che in alcuni casi potrebbe coincidere con il miglioramento di un altro habitat o di un habitat di specie. Una delle strategie che si possono adottare è quella di focalizzare l'attenzione su specie o su un gruppo di specie che per particolari caratteristiche empatiche o normative possono facilitare l'ottenimento di fondi (specie bandiera) e/o che permettono la realizzazione di interventi di miglioramento o di gestione degli habitat che a cascata portano benefici a numerose altre specie (specie ombrello). Il monitoraggio dello stato di conservazione delle specie, degli habitat e degli effetti delle scelte gestionali intraprese sono però in molti casi difficilmente quantificabili e necessitano comunque risorse economiche per sostenere studi a medio-lungo termine.

Per questo motivo spesso sono utilizzati degli indicatori standardizzati che permettono di misurare delle variabili nel tempo relative ad alcune caratteristiche di un ecosistema, in modo da poterne definire approssimativamente lo stato di qualità.

Ovviamente la scelta dell'indicatore è legata alla tipologia di valutazione che si vuole ottenere, ai suoi costi, alla sua attendibilità e alla sua applicabilità nel contesto territoriale specifico. Gli indicatori fisici sono quelli che possono fornire le prime indicazioni

su eventuali processi che stanno alterando l'ecosistema (eutrofizzazione, inquinamento da sostanze tossiche, alterazione del regime idrologico, etc), ma difficilmente, se non in casi eclatanti o acuti, possono fornire delle informazioni significative sull'impatto del processo in corso sugli organismi viventi. Per questo motivo sono stati sviluppati negli anni degli indicatori di tipo biologico che permettono di valutare sia le risposte di alcune comunità (es. macroinvertebrati, macrofite) ai fattori di *stress* sia l'accumulo di sostanze inquinanti nell'organismo (bioindicatori). Al contrario gli studi a medio-lungo termine su singole popolazioni naturali di vertebrati "superiori" sono decisamente più rari e concentrati su singoli aspetti e difficilmente collegabili alla qualità complessiva dell'ecosistema se non in casi di marcato degrado o di qualità elevata.

Queste problematiche si accentuano ancora maggiormente in contesti altamente antropizzati, sia in ambito urbano che agricolo, dove le piccole aree protette rappresentano delle isole di biodiversità e di diversità paesaggistica e il loro mantenimento è legato oltre che ad una corretta gestione anche al ripristino ambientale, alla creazione di corridoi ecologici e di aree tampone (MARGULES & PRESSEY, 2000). In particolare le zone umide sono tra gli ambienti che sono stati maggiormente distrutti o alterati dall'uomo nel corso dei secoli. I principali "motori" del loro cambiamento sono stati alimentati dall'intensificazione delle pratiche agricole, dall'urbanizzazione e dall'industrializzazione, dallo sviluppo turistico, dall'espansione dell'acquacoltura e delle attività di caccia. Questi elementi di disturbo in sinergia o singolarmente hanno causato modifiche nella loro estensione, nel loro regime idrologico, nella loro qualità delle acque, nelle comunità faunistiche e floristiche anche con l'introduzione di specie aliene invasive (HOLLIS & FINLAYSON, 1996). Proprio la comprensione delle interazioni tra le specie native e quelle invasive è una delle principali sfide della moderna biologia della conservazione (SHEA & CHESSON, 2002) e, com'è ampiamente noto, queste possono verificarsi a livelli differenti, da quello individuale a quello di comunità fino ad ancor più complesse implicazioni evuzionistiche (MOONEY & CLELAND, 2001). Le risposte a queste problematiche possono essere molteplici, da normative a concrete, e rivolte a singole specie, a *guild* o alla pianificazione complessiva delle aree naturali protette stesse, però sono spesso di difficile soluzione (GHERARDI, 2011) o in alcuni casi addirittura conflittuali tra loro (MIYAKE & MIYASHITA, 2011; ROMÁN, 2014). Inoltre, anche quando le cause di declino sono state rimosse, le popolazioni relitte e isolate sono vulnerabili a forze stocastiche intrinseche alla dinamica delle piccole popolazioni, che possono condurle all'estinzione (SHAFFER, 1981; SOULÉ, 1987; CLARK & SEEBECK, 1990). Proprio per valutare gli effetti di eventi stocastici di

natura ambientale, demografica e genetica sulle dinamiche di popolazione a partire dagli anni '80 del secolo scorso sono state sviluppate le prime tecniche di *Population Viability Analysis* (LINDENMAYER *et al.*, 1993). Assieme alla *Sensitivity analysis*, che può essere utilizzata per esplorare l'influenza dei vari parametri sulle dinamiche di popolazione (NAUJOKAITIS-LEWIS *et al.*, 2009), sono ormai strumenti molto utili per ottimizzare le scelte gestionali per la conservazione di una specie o di una popolazione a rischio (MILLS & LINDBERG, 2002).

La Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi" è in quest'ottica un ottimo caso studio. La gestione orientata verso il recupero della naturalità dei luoghi e al miglioramento della connettività interna e della riduzione delle attività potenzialmente inquinanti è stata avviata ad inizio del nuovo millennio attraverso l'acquisizione al Demanio Regionale di alcune aree adibite in precedenza a terreni agricoli e ad una forte azione dell'Ente Gestore tesa alla regolarizzazione e alla drastica riduzione degli emungimenti a scopo irriguo da parte dei 110 pozzi presenti nel comprensorio, di cui alcuni abusivi. All'epoca dell'affidamento della gestione il WWF Italia aveva infatti identificato nel sito parecchi elementi di degrado, tra cui uno dei principali era senz'altro costituito dallo stato di sofferenza dei bacini lacustri. In particolare il lago Preola andava regolarmente incontro a disseccamento durante la stagione estiva, mentre il pantano Murana, era ormai asciutto da un 50ennio. A questo si aggiungevano ulteriori elementi di degrado rappresentati da una forte pressione esercitata dalle pratiche agricole, da frequenti incendi di natura dolosa e dal bracconaggio. Negli ultimi anni invece, grazie al contenimento dei fattori di disturbo e al ripristino della capacità idrica dei bacini lacustri le potenzialità naturalistiche dell'area sono notevolmente aumentate sebbene siano presenti ancora elementi decisamente problematici, tra tutti la presenza di diverse specie alloctone invasive tra cui il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) e la carpa (*Cyprinus carpio*) oltre ad elevate concentrazioni di inquinanti (Piombo e Arsenico) nei sedimenti, derivanti probabilmente dalle attività antropiche del recente passato.

La presenza di una specie carismatica, l'endemica testuggine palustre siciliana (*Emys trinacris*), studiata fin quasi dall'istituzione dell'area protetta, offre la possibilità di analizzare gli effetti sia delle strategie adottate per la gestione dell'area protetta sia delle problematiche ancora presenti. Le testuggini palustri sono un gruppo animale che riveste particolare interesse proprio grazie alle loro caratteristiche biologiche che permettono di valutare i processi ecologici e le loro alterazioni sia su piccola che grande scala spaziale, grazie all'ampia distribuzione di alcune specie, sia temporale, grazie alla loro nota

longevità. Si tratta infatti di animali tendenzialmente sedentari legati al proprio habitat d'acqua dolce in cui si trovano spesso all'apice della catena trofica. Svolgono pertanto un ruolo chiave nei processi comunitari influenzandone la struttura e la composizione. Queste caratteristiche le espongono però alle perturbazioni che agiscono sull'ambiente e sui livelli inferiori della scala trofica. Le cause possono essere molteplici (es. inquinamento, introduzione di specie aliene, cambiamenti climatici) anche se a volte possono essere difficilmente isolabili singolarmente, mentre gli effetti possono manifestarsi anche con molto ritardo vista la loro longevità e la tarda maturità sessuale, talvolta anche quando l'effetto perturbatore è già stato rimosso, sia a livello di individuo sia di popolazione (CONGDON *et al.*, 1993; LUISELLI & AKANI, 2002).

I risultati ottenuti potranno fornire importanti informazioni e indicazioni per la strategia di gestione della Riserva Naturale indagata e per la gestione di aree naturali con simili caratteristiche ambientali, ai fini di migliorare non solo lo *status* di conservazione di *Emys trinacris* ma anche la qualità degli habitat in cui essa vive.



Immagini significative dell'attività di gestione e presidio dell'area protetta da parte dell'Ente Gestore
(foto: Archivio Ente Gestore della Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi")

1.1 Area di studio

L'area interessata dal progetto di ricerca è una depressione carsica con direzione NO-SE, lunga poco più di quattro chilometri e profonda in media 20 m, localizzata nel settore meridionale della Sicilia occidentale ad una distanza di circa un chilometro e mezzo dal mare. Quest'area rientra all'interno di un territorio più vasto in cui è stata istituita con Decreto dell'Assessore Regionale al Territorio ed Ambiente n 640/44 del 4.11.1998 la Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi". La Riserva è stata poi contestualmente affidata in gestione, con apposita convenzione, all'Associazione italiana per il World Wild Life Found For Nature Ong-Onlus (WWF Italia Ong-Onlus).

L'area protetta ha un'estensione di 335,62 ha, di cui 107,5 ricadenti in zona "A", e 228 in zona "B", e sebbene sia in gran parte occupata da terreni agricoli, per lo più coltivati a vigna, in circa 100 ha sono presenti importanti associazioni vegetali tipiche degli ambienti d'acqua dolce mediterranei oltre che lembi di boschi di latifoglie sempreverdi.

Il principale scopo dell'istituzione dell'area protetta è quello di tutelare una delle poche zone umide relitte del territorio Siciliano e, nello specifico, alla salvaguardia della vegetazione sommersa e ripariale che forma cinture vegetazionali attorno ai laghi, nonché alla tutela della macchia mediterranea che ricopre i costoni della depressione carsica, in particolare alla specie *Quercus calliprinus* ssp. Tra le specie animali che popolano la Riserva, il Decreto Istitutivo pone particolare attenzione a due di esse: il Tarabusino (*Ixobrychus minutus*), che l'Ente Gestore ha assunto a simbolo della Riserva, e la non meno importante Testuggine palustre siciliana (*Emys trinacris*), oggetto del presente studio. L'iter burocratico, che ha portato all'istituzione della Riserva, iniziò nel 1991, con il suo inserimento tra le aree naturali del Piano dei Parchi e delle Riserve, facente capo alla Regione Sicilia, sebbene, già dal 1981, vigesse il Decreto dell'Assessore Regionale ai Beni Culturali ed Ambientali, che riconosceva giuridicamente, come bellezza naturale e paesaggistica, questo scorcio di enorme bellezza ricadente nel Comune di Mazara del Vallo. Ai vincoli già esistenti, di recente si è aggiunto l'inserimento della Riserva all'interno del SIC "Laghetto di Preola e Gorghi Tondi, Pantano Leone e Sciare di Mazara" (cod. ITA010005) ai sensi della Direttiva "Habitat" 92/43/CEE e nell'elenco delle Z.P.S., Zone a Protezione Speciale, previste dalla Direttiva "Uccelli" 09/147/CE, "Laghetto di Preola e Gorghi Tondi, Sciare di Mazara e Pantano Leone" (Cod. ITA010031). Il ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nel luglio 2011 ha inoltre riconosciuto l'importanza della zona umida inserendola nelle aree tutelate ai sensi della Convenzione di

Ramsar, insieme alle limitrofe paludi costiere di Capo Feto e al Pantano Leone. All'interno di questa depressione naturale, procedendo da Mazara del Vallo verso Torretta Granitola si individuano nell'ordine cinque bacini lacustri: il pantano Murana, esteso su una superficie di circa 6 ha, il lago Preola, distante 500 m dal primo e con una superficie di circa 33 ha e i Gorghi Tondi, una serie di tre bacini lacustri circolari distanti un km dal Preola ed aventi un'estensione compresa tra i 2 e 3 ha ciascuno (Fig. 1). Il lago Preola, di forma allungata ed irregolare è situato ad una quota di 4 m s.l.m. ed è il più prossimo alla costa. I tre Gorghi Tondi (Alto, Medio e Basso) distano circa 1 km dal Preola e sono situati ad una quota di 3 m s.l.m. (Alto e Medio) e di 6 m s.l.m. (Basso). Le tre conche con acque profonde mostrano condizioni di ambiente lacustre maturo con una batimetria che varia dai 7 ai 12 m di profondità. Si localizzano all'interno di una cripto-depressione, in cui il fondo giace al di sotto del livello medio del mare.

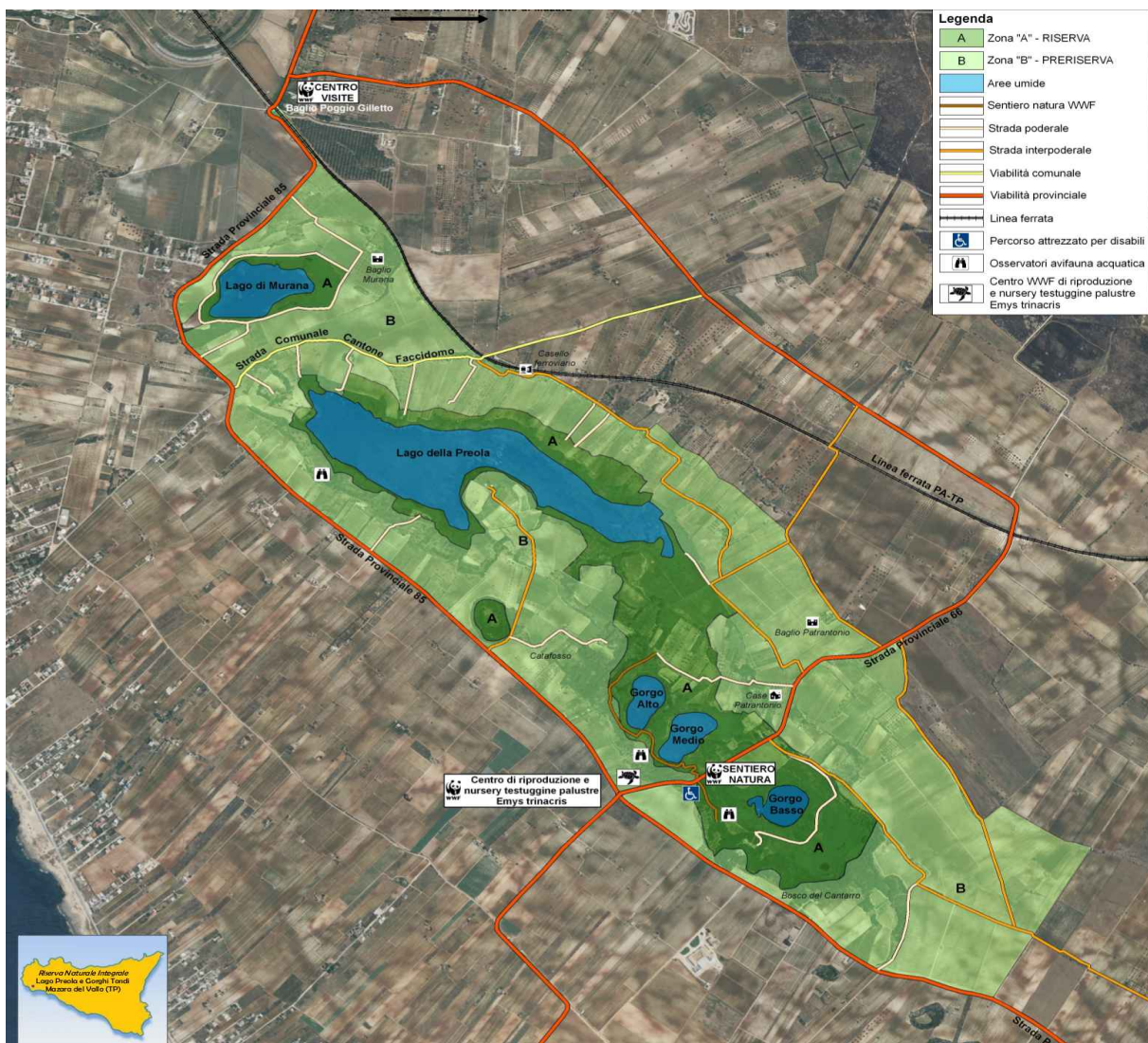


Fig. 1 – Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorghi Tondi”

ASPETTI CLIMATICI

La Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorgi Tondi” ha un clima tipicamente mediterraneo, con estati calde e secche e inverni miti e umidi. La temperatura media annuale dell’aria rilevata nella vicina stazione meteorologica di Mazara del Vallo è di 18,2°C, con 26,3°C nel mese di Agosto e 11,4°C nel mese di gennaio (Osservatorio delle Acque, Regione Siciliana; BONACCORSO *et al.*, 2003). Le precipitazioni sono più abbondanti durante l’autunno e l’inverno (177 mm) e rare nei mesi estivi (16 mm).

L’andamento climatico influisce in modo significativo sull’idrologia delle zone umide della Riserva (vedi aspetti geologici e idrogeologici logici) in sinergia con lo sfruttamento delle risorse idriche da parte dell’uomo.

ASPETTI GEOLOGICI, IDROGEOLOGICI E IDROLOGICI

L’area, ad eccezione della depressione carsica, si presenta topograficamente pianeggiante con una lieve inclinazione in direzione del mare. L’andamento sub-pianeggiante dell’area, che riflette l’assetto strutturale dei complessi litologici affioranti, è interrotto dalla presenza di alcune doline e da una vasta depressione carsica (lunga 4 km e profonda in media 20 m). L’origine della depressione è legata a fenomeni di crollo della “Calcarenite di Marsala” dovuti a processi di dissoluzione chimica dei gessi sottostanti. Le acque infiltrandosi nel sottosuolo attraverso le fratture generate dalla dissoluzione della roccia hanno dato origine ad un sistema carsico sotterraneo, che inizialmente porta allo sviluppo di cavità sotterranee ed in seguito, a causa del crollo della calcarenite sovrastante, determina lo sviluppo di doline (ANGILERI, 2004). I bacini lacustri si sono originati nei punti in cui i crolli hanno raggiunto la superficie piezometrica della falda sottostante. La loro profondità deriva dalle dimensioni della cavità formatasi in seguito ai crolli e dal rapporto fra la velocità del processo di interrimento da parte dei sedimenti con la velocità dei crolli dovuti ai processi carsici. In questo contesto si spiega la diversità tra la forma circolare dei “Gorgi”, impostati su delle “doline” e quella allungata del lago Preola, che nonostante abbia la stessa origine, presenta dei limiti di tipo geologico-strutturale, oltre ad un avanzato processo naturale di interrimento accentuato da interventi antropici con finalità di approvvigionamento di suoli fertili.

Per quanto concerne la falda freatica che alimenta i laghi, l’andamento della superficie piezometrica mostra una zona depressa di raccolta proprio in coincidenza della depressione carsica e trova la sua zona di alimentazione verso l’abitato di Castelvetro. I corpi idrici presentano una concentrazione salina maggiore rispetto all’acquifero

suggerendo l'esistenza di processi di interazione tra l'acqua e il substrato roccioso, di evaporazione e di rimescolamento con l'acqua marina. Nonostante la falda che alimenta i laghi sia unica, esistono differenze geochemiche delle acque dei singoli laghi. Il lago Preola, ad esempio, mostra un più evidente mescolamento con l'acqua di mare, secondo una direzione ovest-est. L'acqua di mare infatti è a diretto contatto con la falda a poche decine di metri dalla costa poiché non esistono limiti stratigrafici o tettonici, ma solo un limite a potenziale imposto. Questo subisce oscillazioni in funzione del livello della falda e del livello del mare. Le similitudini del chimismo delle acque dei Gorghi e del Preola è indice di un processo di mescolamento nei due sensi, in relazione ai periodi di piena e di magra di quest'ultimo (Fig. 2; CUSIMANO *et al.*, 2006).

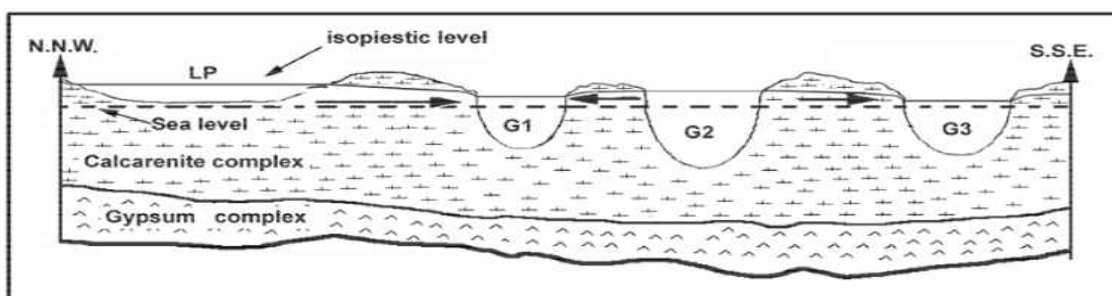


Fig. 2 – Modello di circolazione delle acque sotterranee, LP (Lago Preola), G1 (Gorgo Tondo Alto), G2 (Gorgo Tondo Medio), G3 (Gorgo Tondo Basso) da Cusimano *et al.* (2006)

I cambiamenti di livello dei laghi sono pertanto determinati dalla quantità di acqua che evapora e dall'abbondanza delle acque sotterranee. In particolare, nell'area mediterranea, rivestono notevole importanza per la ricarica della falda le precipitazioni autunnali e invernali, gli unici periodi dell'anno in cui le precipitazioni sono maggiori dell'evapotraspirazione (DUCCI & TRANFAGLIA, 2008). Un *deficit* idrico in questi periodi può causare una significativa riduzione dell'estensione delle zone umide della Riserva (Fig. 7).

Durante uno studio idrogeologico condotto nell'Aprile del 2001 per la stesura di una tesi di laurea furono effettuate le misurazioni delle profondità dei Gorghi, con i seguenti risultati: Gorgo Alto 7,70 m; Gorgo Medio 11,79 m e Gorgo Basso 7,11 m. Il Lago Preola, si presentava invece come un bacino isolato per la maggior parte dell'anno dalla falda, che si riempiva d'acqua solo in coincidenza di stagioni invernali e autunnali particolarmente piovose. Anche in queste rare occasioni, la sua profondità non superava comunque i 30 cm. A conferma della sofferenza idrica dei bacini all'inizio del III millennio CUSIMANO *et al.* (2006) rilevarono un incremento nella concentrazione salina dei laghi dal 1969 al 2001,

dovuto a: 1) sovra-sfruttamento dei pozzi circostanti 2) diminuzione delle precipitazioni medie annuali, con un minimo storico nel 1999 3) maggiore evaporazione dovuta all'aumento delle temperature medie annue (Fig. 3).

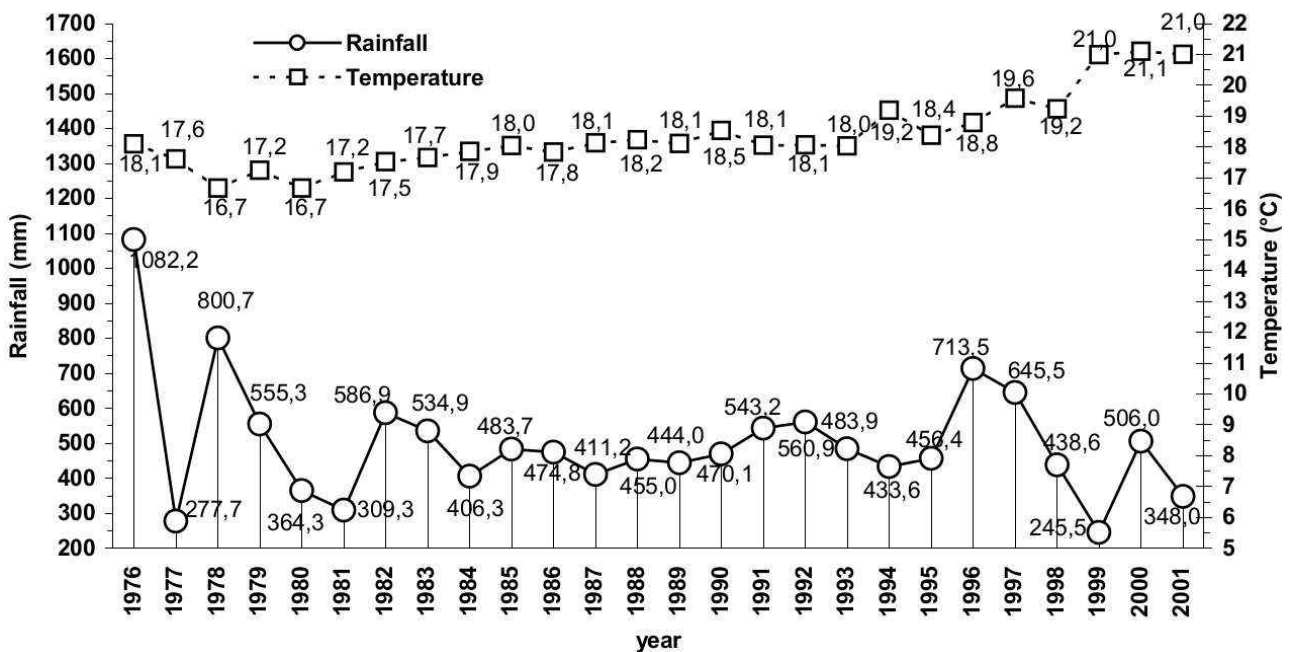


Fig. 3 – Precipitazioni e temperature medie annue dal 1976 al 2001 (Cusimano *et al.*, 2006)

Successivamente nel decennio 2000-2009, seppur Trapani sia risultata la provincia più calda d'Italia con una media annua di 18,3°C, fu registrato un incremento delle precipitazioni medie annue a partire dal 2002 con due massimi nel 2004 e nel 2009 (Fig. 4 e 5). Questa tendenza è stata rilevata anche per la stazione meteorologica di Palermo nel periodo 2001-2014 con un incremento del 30,7% della precipitazione totale media annua rispetto al valore climatico del periodo 1971-2000 (Fig. 6).

In questo nuovo contesto l'aumento delle precipitazioni e la chiusura dei pozzi non autorizzati all'interno dell'area protetta hanno determinato un maggiore approvvigionamento idrico dei bacini lacustri con ripristino della falda sottostante e conseguente affioramento di una abbondante quantità di acqua tuttora presente, tanto che i recenti rilievi batimetri attribuiscono una profondità massima di 11 m per il Gorgo Tondo Basso e il Gorgo Tondo Alto (MACCARRONE *et al.*, 2016), di 12 m per il Gorgo Tondo Medio e di 2 m per il Lago Preola (BELLANTE *et al.*, 2015). L'innalzamento del livello ha fatto sì che i due corpi lacustri Medio e Alto siano ormai in diretto contatto idrologico superficiale, separati solo da un lembo di vegetazione riparia.

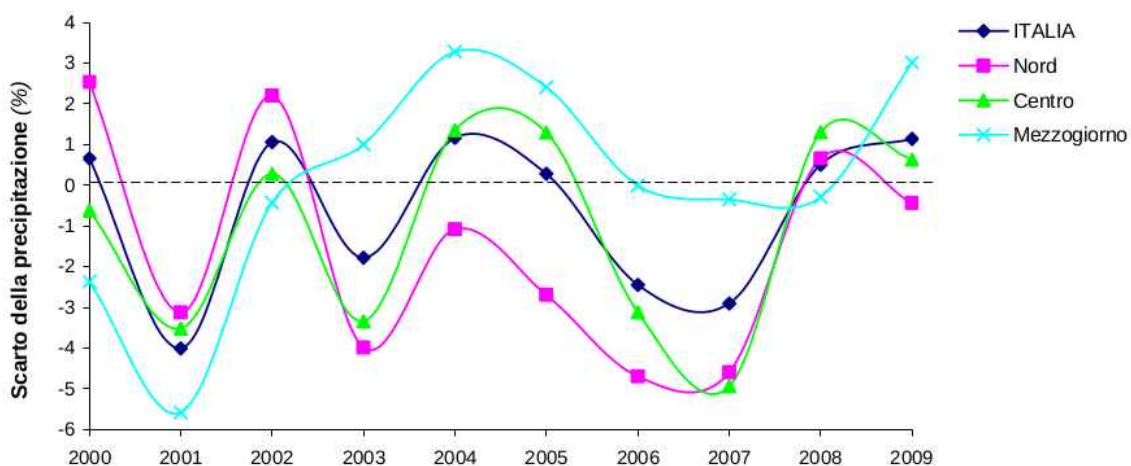


Fig. 4 – Scarto percentuale della precipitazione annua dal corrispondente valore climatico (1971-2000) nel decennio 2000 – 2009 (ISTAT, 2010)

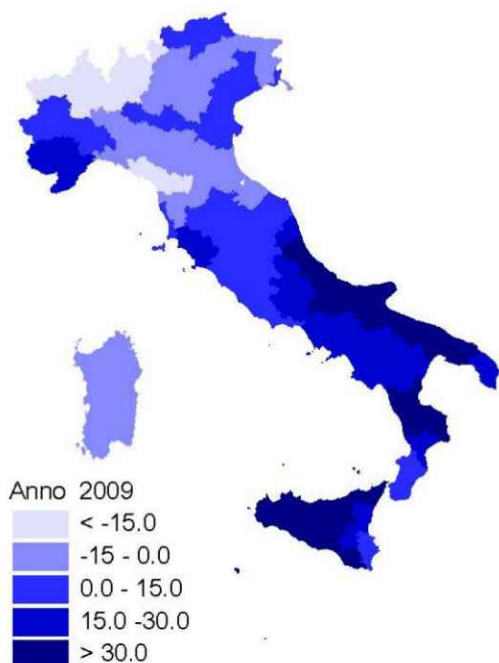


Fig. 5 – Scarto della precipitazione dal valore climatico (1971-2000) nel 2009 (ISTAT, 2010)

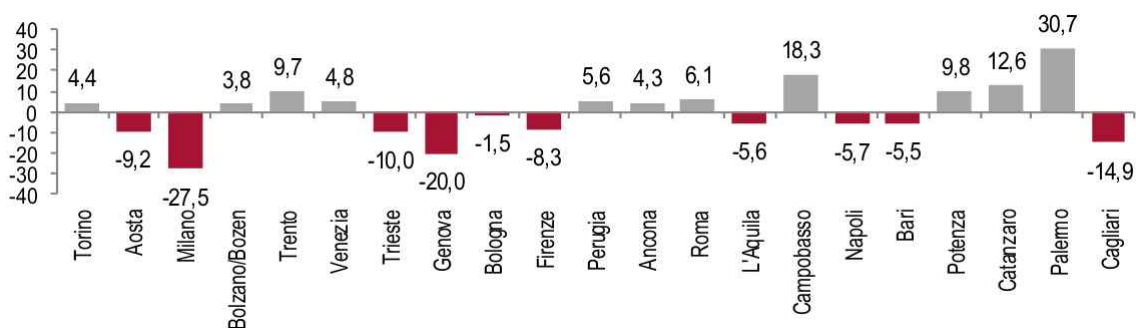


Fig. 6 – Variazione della precipitazione totale media del periodo 2001-2014 rispetto alla media del trentennio 1971-2000. Valori percentuali (ISTAT, 2016)

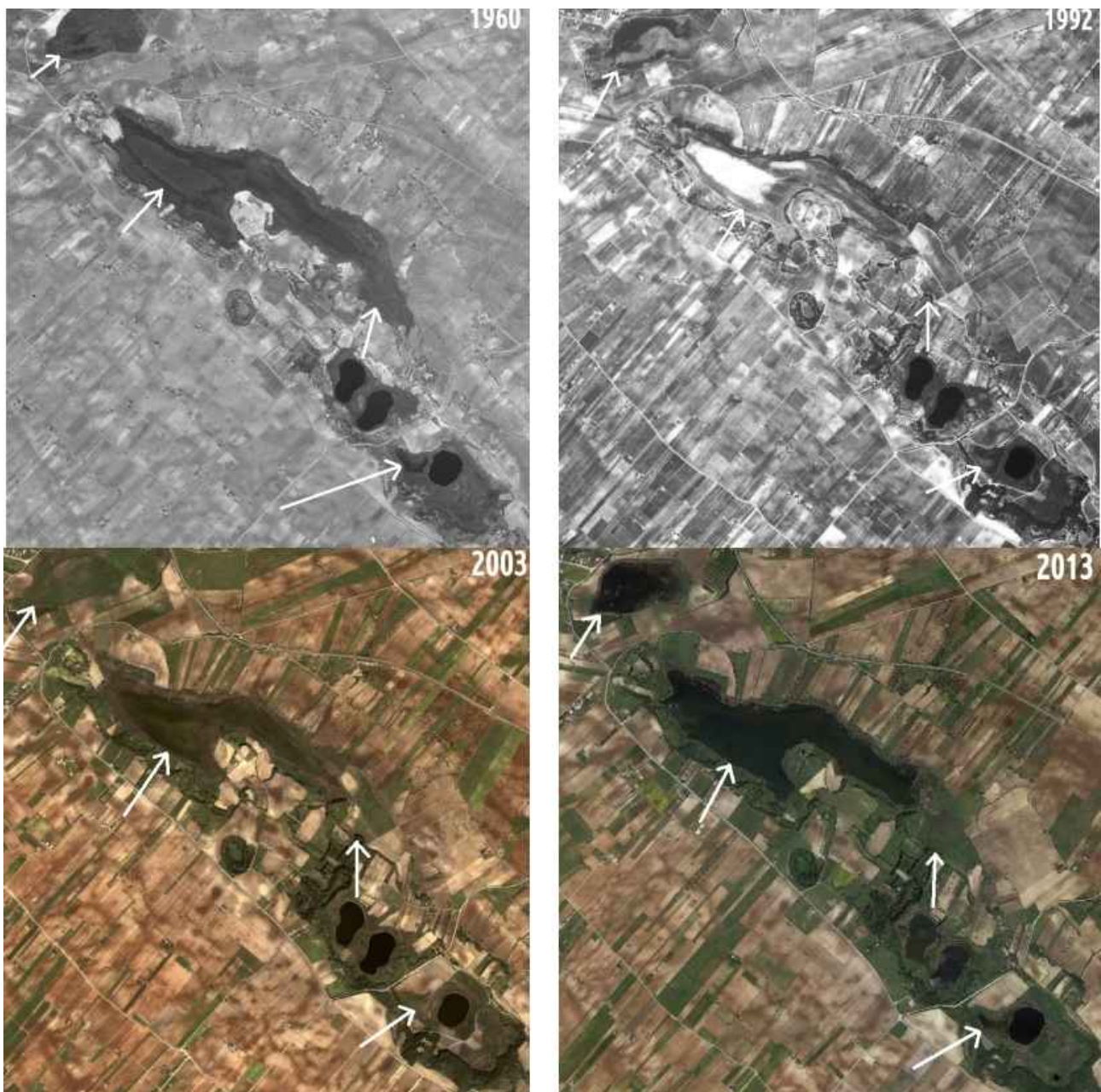


Fig. 7 – Ortofoto della RNI “Lago Preola e Gorghi Tondi” del 19.05.1960, 15.07.1992, 26.04.2003, 15.04.2013. In evidenza dall’alto verso il basso: 1) e 2) Variazioni nell’allagamento del Pantano Murana e del Lago Preola con presenza d’acqua nel 1960 e 2013 e asciutta nel 1992 e 2003; 3) Modifiche dell’assetto del Lago Preola con aumento delle superfici agricole tra il 1960 e il 1992 e graduale recupero della naturalità nel 2013; 4) Presenza di un’area inondata con acque basse nel Gorgo Tondo Basso nel 1960 e nel 2013 e asciutta nel 1992 e nel 2003

Il paesaggio naturale del comprensorio in cui è inserita la Riserva Naturale, definito delle “sciare” e tipico della parte meridionale della provincia di Trapani, si presenta come un mosaico di distese pietrose e rocciose frammiste ad aspetti di prateria, di gariga e di macchia bassa e rada. Recenti indagini polliniche hanno dimostrato come la vegetazione e il paesaggio di quest’area siano stati influenzati e modellati dall’uomo fin da tempi molto antichi (TINNER *et al.*, 2009), con un netta accelerazione nella seconda parte del secolo scorso quando, l’adozione di macchine per lo “scasso” del suolo ha determinato la scomparsa di molti ambienti semi-naturali tipici del luogo. Nell’epoca anteriore all’8000 a.C. l’area era dominata da una vegetazione di tipo erbaceo adattata a prolungati periodi di siccità. Successivamente, un clima sempre più umido, favorì dapprima lo sviluppo della macchia per poi arrivare all’affermazione di dense foreste di latifoglie sempreverdi dal 5000 a.C. fino al 750 a.C. In seguito le alterazioni prodotte dall’uomo e l’utilizzo massiccio del fuoco ridussero notevolmente le aree forestate per giungere fino all’epoca attuale in cui l’originaria copertura arborea è limitata a pochi settori situati ad esempio attorno al Gorgo Tondo Basso. Gli stessi autori concludono sostenendo che senza l’intervento antropico molto probabilmente l’area sarebbe ancora dominata da una copertura di tipo forestale, sebbene nel futuro è ipotizzabile un ulteriore cambiamento causato dal riscaldamento globale (IPCC, 2007). La vegetazione forestale potenziale dell’area in cui ricade la Riserva infatti va riferita al *Pistacio lentisci-Quercetum ilicis* (Brullo & Marcenò, 1985), macchia termofila dominata dal leccio (*Quercus ilex*) e caratterizzata da un’elevata presenza e copertura di lentisco (*Pistacia lentiscus*). Legata a substrati di natura basica o subacida (calcarei compatti, calcareniti e marne) quest’associazione è presente nel settore più arido della Sicilia (precipitazioni medie annue di 400-500 mm), dove appare per lo più confinata nei valloni e nelle forre. La sua degradazione favorisce l’insediamento di garighe a timo, riferibili al *Rosmarino officinali-Coridothymetum capitati* Furnari, 1965. Qua e là si osservano lembi di gariga a palma nana, riferibili al *Chamaeropo humili-Quercetum calliprini* (Brullo & Ronsisvalle, 1975; Brullo & Marcenò, 1985), le cui specie caratteristiche sono la quercia spinosa, *Quercus coccifera* L. *sensu lato* (incl. *Q. calliprinos* Webb) e il caglio litorale (*Galium litorale* Guss.)

L’alternanza di periodi più siccitosi a periodi piovosi in sinergia con le alterazioni antropiche hanno influenzato profondamente anche la storia recente del popolamento vegetale della Riserva. Come risultato di queste trasformazioni, il sistema dei laghetti e

della vegetazione a macchia costituisce di fatto un'isola all'interno di un vasto territorio agrario che continua ad erodere la vegetazione forestale e preforestale residua. I cambiamenti di uso del suolo si riflettono in un rapporto di causa ed effetto con i cambiamenti nell'equilibrio delle risorse idriche. Le adiacenze delle zone umide sono caratterizzate da aspetti di vegetazione idrofila, il cui sviluppo dipende dalla presenza costante di acqua, e igrofila, legata cioè a condizioni di forte umidità. Immaginando di tracciare un transetto che parte dal centro dei corpi d'acqua verso le loro sponde, infatti, è possibile in alcune aree individuare una serie di "cinture" di vegetazione, che un tempo dovevano apparire disposte in modo concentrico in risposta alle diverse esigenze idriche delle piante vascolari che le componevano (BRULLO & FURNARI, 1977, 1978).

Le indagini di campo rivolte all'analisi della distribuzione, estensione, composizione floristica e "stato di salute" (copertura, rappresentatività, ecc.) delle comunità idro-igrofile presenti nelle adiacenze dei singoli specchi d'acqua ricadenti nella R.N.I. condotte dal dott. PASTA S. (2012) hanno evidenziato un intenso dinamismo della vegetazione che ne colonizza le sponde, frutto dell'azione concomitante dell'innalzamento della falda idrica e della conseguente diminuzione del carico antropico, dovuta alla graduale cessazione delle attività agricole e del carico da pascolo. Il confronto con il censimento floristico condotto da OTTONELLO & LA MANTIA (2004) ha evidenziato la scomparsa di alcuni *taxa* e il ritrovamento di 75 entità nuove per l'area protetta, pari a quasi 1/5 della flora vascolare complessiva frutto del recente censimento e di quello effettuato circa 10 anni prima.

Secondo lo stesso autore gli specchi lacustri che rivestono una maggiore valenza floristica sono il pantano Murana e il lago Preola, mentre il sistema dei Gorghi Tondi presenta un grado di naturalità apparentemente maggiore ma è soggetto a un processo di omogeneizzazione biologica a breve-medio termine (Tab. 1).

L'innalzamento della falda e del livello idrico medio, ha determinato un conseguente abbandono significativo di superfici agricole. La concomitante riduzione del pascolo ha causato una notevole aumento di spazi incolti e ricchi di nutrienti, cosicché oggi ampie aree della Riserva ai margini dei corpi lacustri sono teatro di un rapido e caotico processo di colonizzazione e sono destinate a diventare in tempi brevi un unico grande canneto a *Phragmites australis* e/o *Typha* sp. pl. (PASTA, 2012).

Tab. 1 – Screening sintetico delle valenze presenti nei 4 ambienti umidi indagati e del livello di minaccia e degrado a loro carico (Pasta, 2012)

Sito	Flora vascolare		Vegetazione e habitat		Minacce/degrado	
	pregio	ricchezza	integrità	ricchezza	pressione antropica diretta	pressione antropica indiretta
Murana	medio	media	variabile	media	medio-bassa (compattazione del suolo, manomissione degli argini, input di nutrienti, insetticidi ed antiparassitari, ecc.) e localizzata a ridosso delle sponde	espansione delle xenofite igrofile già presenti
Preola	medio	media	media	alta	media (compattazione del suolo, manomissione degli argini, input di nutrienti, insetticidi ed antiparassitari, incendi colposi o dolosi, ecc.) e localizzata a ridosso delle sponde	espansione delle xenofite igrofile già presenti
Gorghi Medio-Alto	medio-bassa	medio-bassa	medio-alta	medio-alta	bassa (compattazione del suolo) e localizzata a ridosso delle sponde	espansione delle xenofite igrofile già presenti
Gorgo Basso	medio-bassa	media	medio-alta	medio-alta	bassa (compattazione del suolo) e localizzata a ridosso delle sponde	espansione delle xenofite igrofile già presenti

Allo stato attuale infatti solo pochissimi tratti delle sponde dei corpi idrici indagati ospitano le Juncaceae e Cyperaceae (*Bolboschoenus maritimus*, *Scirpoides holoschoenus*, *Schoenoplectus lacustris* s.l., *Juncus* sp. pl. e *Carex* sp. pl.) che le caratterizzavano qualche decennio fa. Gran parte delle sponde di tutti i corpi idrici esaminati dall'autore è caratterizzata dalla presenza di 4 erbe perenni, ovvero *Arundo donax*, specie esotica introdotta a fini agricoli e sostanzialmente stabile, *Phragmites australis* in netto avanzamento su ampie porzioni spondali presso tutti i corpi idrici, dove colonizza in particolare i vigneti inondata ed abbandonati, *Typha latifolia* e *Cladium mariscus* che, insieme o in nuclei monospecifici discontinui, tendono a formare la cintura

più interna di vegetazione a diretto contatto con l'ambiente acquatico vero e proprio.

Appaiono invece davvero pochi ed isolati i tratti di vegetazione spondale in cui altre elofite interrompono la monotonia floristica determinata dalla netta prevalenza dalle quattro specie di cui sopra. Oltre alla scomparsa apparentemente definitiva di elofite di notevole interesse, si è registrata una certa rarefazione delle idrofite (es.: *Potamogeton pectinatus*). La pressoché totale scomparsa delle cinture concentriche di vegetazione igrofila rilevate e descritte da BRULLO & RONSISVALLE (1975) è probabilmente da imputare al duplice effetto sia degli eventi che hanno causato drastici cambiamenti del regime idrico locale inducendo una rapida variazione del livello locale della falda freatica sia alla diffusione dell'alloctono *Procambarus clarkii*, specie altamente invasiva che può avere un forte impatto sulle macrofite acquatiche native (es. *Potamogeton* spp.) portandole fino all'estinzione locale (SAVINI *et al.*, 2008). L'autore ritiene complessivamente buona la tenuta degli ambienti umidi rispetto alla presenza di xenofite anche se auspica un progetto mirato di eradicazione delle numerose specie esotiche potenzialmente invasive presenti non soltanto all'interno della Riserva ma nel resto del Sito Natura 2000, quali *Agave americana* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent., *Datura innoxia* L., *Eucalyptus occidentalis* Endl., *Myoporum insulare* R. Br., *Nicotiana glauca* Graham, *Ricinus communis* L., *Robinia pseudoacacia* L., ecc., diffuse negli ex-coltivi e soprattutto nelle aree marginali.



Foto: Archivio Ente Gestore Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorgi Tondi"

ASPETTI FAUNISTICI

L'importanza faunistica dell'area è legata principalmente alla presenza dei bacini lacustri, che rappresentano nel loro insieme un'area umida di notevole importanza per gli uccelli svernati e migratori, che vi si trattengono durante le loro migrazioni primaverili ed estivo-autunnali, sia per riposarsi e recuperare le energie spese durante il volo sia per alimentarsi. Negli ultimi anni, grazie alla riduzione dei fattori di disturbo ed a una maggiore stabilità del livello idrico la potenzialità per l'avifauna è decisamente migliorata. Le osservazioni e i censimenti condotti dall'Ente Gestore, hanno fatto registrare una vera e propria esplosione sia per numero di individui che per numero di specie. Basta menzionare la riproduzione della Moretta tabaccata (*Aythya nyroca*), specie di particolare pregio ritenuta prioritaria per la comunità europea, ed anche quella dell'Anatra marmorizzata (*Marmaronetta angustirostris*), del Fistione turco (*Netta rufina*) e del Pollo sultano (*Porphyrio porphyrio*), specie estinta in Sicilia e reintrodotta tra il 2000 e il 2003 nel settore orientale dell'isola (Fig. 9), che accrescono l'importanza dell'area per la tutela di specie particolarmente vulnerabili e minacciate a livello comunitario.



Fig. 9 – Individui di Pollo sultano nel Gorgo Tondo Basso (8.12.2014, Ottonello D.)

Altre specie nidificanti sono il Tuffetto (*Tachybaptus ruficollis*), il Tarabusino (*Ixobrychus minutus*), il Germano reale (*Anas platyrhynchos*), la Gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*), la Cannaiola (*Acrocephalus scirpaceus*) e il Gruccione (*Merops apiaster*). Nelle aree agricole le specie più comuni sono il Beccamoschino (*Cisticola juncidis*), il Merlo (*Turdus merula*), il Verzellino (*Serinus serinus*), il Cardellino (*Carduelis carduelis*) ed il Passero di Malta (*Passer hispaniolensis*), mentre nella macchia è onnipresente l'Occhiocotto (*Sylvia melanocephala*). Decisamente più interessante è l'avifauna in transito, con specie come lo Svasso maggiore (*Podiceps cristatus*), il Cormorano (*Phalacrocorax carbo*), l'Airone cinerino (*Ardea cinerea*), la Nitticora (*Nycticorax nycticorax*), la Garzetta (*Egretta garzetta*), la Cicogna bianca (*Ciconia ciconia*), il Mignattaio (*Plegadis falcinellus*) ed anatre come il Fischione (*Anas penelope*) e il Codone (*Anas acuta*). Il Falco di palude (*Circus aeruginosus*), la Poiana (*Buteo buteo*) e più raramente il Falco pescatore (*Pandion haliaetus*) utilizzano quest'area per la caccia.

Per quanto riguarda i mammiferi, questi non sono strettamente dipendenti dalle acque dei bacini e, ad eccezione dell'Istrice (*Hystrix cristata*) di interesse biogeografico, le rimanenti specie note per la Riserva, come la Martora (*Martes martes*) la Donnola (*Mustela nivalis*) il Coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus*), la Volpe (*Vulpes vulpes*) e il Ratto nero (*Rattus rattus*), non rappresentano elementi della fauna siciliana di grande interesse naturalistico.

L'erpetofauna non è particolarmente numerosa. Tra i rettili, oltre alla Testuggine palustre siciliana, sono presenti il Geco comune (*Tarentula mauritanica*), il Geco verrucoso (*Hemidactylus turcicus*), il Gongilo (*Chalcides ocellatus*), la Lucertola campestre (*Podarcis sicula*), la Lucertola di Wagler (*Podarcis wagleriana*), il Ramarro (*Lacerta bilineata*), il Biacco (*Hierophis viridiflavus*) e la Natrice dal collare (*Natrix natrix*), mentre tra gli anfibi sono presenti il Rospo comune (*Bufo bufo*), il Rospo smeraldino (*Bufo siculus*), la Rana verde (*Rana bergeri* e/o *Rana kl. hispanica*) e il Discoglossa dipinto (*Discoglossus pictus*).



Fig. 10 – *Natrix natrix*, abitante comune della Riserva Naturale del “Lago Preola e Gorghi Tondi”

L'ittiofauna deriva invece da immissioni avvenute in passato. Allo stato attuale delle conoscenze sono state osservate solo due specie, la Gambusia (*Gambusia holbrooki*), specie alloctona di origine americana immessa per la lotta alle zanzare e la Carpa a specchio (*Cyprinus carpio*), anch'essa specie alloctona immessa per scopi alieutici.



Fig. 11 – Individuo di *Cyprinus carpio* pescato nei Gorgo Tondo Alto

I pesci sembrano essere localizzati solo nei Gorgi Tondi Medio e Alto, mentre sono assenti dal Gorgo Tondo Basso, dal Lago Preola e dal Pantano Murana.

Le informazioni sugli invertebrati sono poche e riferite a solo alcuni gruppi tassonomici. Per quanto riguarda i crostacei, recenti campionamenti hanno rinvenuto un maggior numero di gruppi tassonomici nel Lago Preola, mentre la minore ricchezza sia in un numero di individui che di specie è stata osservata nei Gorgi Tondi Medio-Alto (Marrone, com. pers.).

Tra i crostacei merita sicuramente un approfondimento la presenza del Gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*), specie alloctona invasiva (Fig. 12). Si tratta di un decapode d'acqua dolce originario degli Stati centro-meridionali degli Stati Uniti d'America ma che oggi presenta una distribuzione praticamente cosmopolita, essendo stato ormai introdotto in tutti i continenti con esclusione dell'Australia e dell'Antartide. Alcuni aspetti della sua biologia, quali il comportamento alimentare generalista e opportunista, la resistenza alle malattie (LINDQVIST & HUNER, 1999), la respirazione subaerea (HUNER & BARR, 1991), l'estrema plasticità del ciclo biologico



Fig. 12 – *P. clarkii*, una giornata di cattura presso il Gorgo Tondo Basso

e l'alta fecondità (HUNER, 2002), lo hanno reso particolarmente adatto all'acquacoltura e anche un invasore biologico dalle enormi potenzialità. Introdotto in Italia a scopo di allevamento negli anni '80 del secolo scorso è poi fuggito a causa dell'inadeguatezza di molti stabilimenti di acquacoltura, tanto che la prima popolazione riproduttiva fu individuata già nel 1989 in Piemonte (DEL MASTRO, 1992). Attualmente è diffuso in quasi tutta la penisola italiana, isole maggiori comprese (GHERARDI, 2006). In Sicilia è stato segnalato per la prima volta proprio nella Riserva Naturale Integrale del "Lago Preola e Gorghi Tondi" (D'ANGELO & LO VALVO, 2003) e attualmente è nota la presenza in un solo altro sito in provincia di Palermo (DI LEO *et al.*, 2014). All'interno della Riserva ha colonizzato tutti gli ambienti acquatici dove è presente con densità simili (MACCARRONE *et al.*, 2016).

Un'ulteriore caratteristica che lo contraddistingue è la resistenza a moderate quantità di inquinanti tanto da rappresentare un serio rischio per la contaminazione dei livelli superiori della catena trofica; ciò a causa principalmente dell'accumulo di metalli pesanti all'interno dei tessuti dell'animale, in particolare nell'epatopancreas (JECKEL *et al.*, 1996). BELLANTE *et al.* (2015) indagando le concentrazioni di metalli pesanti contenuti nell'epatopancreas e nei muscoli del gambero della Louisiana non hanno trovato alcuna correlazione sia con le concentrazioni sia con la scala gerarchica rinvenute nei sedimenti del Lago Preola e del Gorgo Tondo Medio. Le concentrazioni di Cu, Zn, Cd e Pb erano significativamente maggiori nei tessuti degli esemplari provenienti dal Gorgo Tondo Medio.

Gli autori hanno però rilevato un'elevata concentrazione di Nichel, a dispetto della bassa concentrazione rinvenuta nel sedimento, paragonabile a quelle osservate da altri autori in ambienti altamente inquinati. Allo stesso modo l'Arsenico supera le soglie previste dalla legislazione Australiana e Neozelandese per il consumo umano, come anche il Piombo che, pur presentando una concentrazione media nel muscolo inferiore al valore soglia previsto dall'UE, presenta diversi campioni che lo hanno superato e che sono paragonabili a campioni raccolti in aree altamente industrializzate.

Lo stato chimico-fisico dei corpi idrici è monitorato periodicamente dall'ARPA Sicilia all'interno della rete di monitoraggio dello stato ecologico dei principali corpi idrici della Sicilia. A questi dati si aggiungono quelli raccolti durante progetti specifici di ricerca (CENSI *et al.*, 2013; BELLANTE *et al.*, 2015).

I valori di pH rilevati si attestano tra 7,81 e 8,35 per il Gorgo Tondo Medio e Lago Preola (BELLANTE *et al.*, 2015) e tra 8,03 e 8,49 per il Gorgo Tondo Basso (ARPA SICILIA, 2016). Questi valori ricadono all'interno dell'intervallo (6,5-8,5) proposto dalle linee guida della *World Health Organization for Aesthetic Quality*. L'Ossigeno disciolto (DO) varia tra 5,35 and 7,89 mg/l per il Gorgo Tondo Medio e il Lago Preola (BELLANTE *et al.*, 2015) e attorno ai 5,93 mg/L per il Gorgo Tondo Basso (ARPA SICILIA, 2016). Questo range di valori sono compatibili con la vita acquatica (MCNEELY *et al.*, 1979), sebbene siano inferiori all'intervallo (8 – 14 mg/l) proposto dall'*US Environmental Protection Agency* come range ottimale per la produttività della vita acquatica. La salinità media è tipica di laghi con acque lievemente salmastre, variando tra il 2,25% e il 2,28% per il Lago Preola e tra l'1,59% e il 2,39% per il Gorgo Tondo Medio (BELLANTE *et al.*, 2015) e attestandosi attorno ad un valore medio di 2,4% per il Gorgo Tondo Basso (ARPA SICILIA, 2016). I valori di Fosforo totale, clorofilla alfa e di trasparenza permettono di classificare il Gorgo Tondo Basso come lago eutrofico secondo i valori proposti dall'OECD (1982).

Per quanto concerne i metalli pesanti sono disponibili i dati riguardanti i sedimenti del Lago Preola e del Gorgo Tondo Medio (BELLANTE *et al.*, 2015). Gli autori hanno riscontrato il seguente ordine gerarchico in termini di concentrazioni: Pb>Zn>Cu>V>Cr>As>Ni>Cd. In particolare evidenziano, calcolando il fattore di contaminazione (CF) e confrontandolo con le linee guida per la qualità dei sedimenti proposte dall'USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), che i sedimenti del Gorgo Tondo Medio risultano altamente inquinati per l'Arsenico e per il Piombo e quelli del Lago Preola altamente inquinati per l'Arsenico e moderatamente inquinati per il Piombo. Per quanto riguarda gli altri elementi, sebbene in alcuni punti di campionamento siano superati i valori soglia, si può escludere una contaminazione significativa per l'area di studio. Un'elevata concentrazione di Arsenico è stata rinvenuta nella colonna d'acqua del Gorgo Tondo Basso con valori che, anche se di poco, superano i valori soglia della tabella 1/B del DM n. 260/2010 (ARPA SICILIA, 2016). Anche i sedimenti del Gorgo Tondo Basso contengono concentrazioni elevate di Piombo e Arsenico (ARPA SICILIA, 2016). Utilizzando gli stessi

valori di riferimento proposti da BELLANTE *et al.* (2015) le acque risultano anche per questo corpo idrico altamente inquinate per entrambi gli elementi. I valori di concentrazione degli IPA nel sedimento sono invece inferiori ai limiti imposti dalla tab 3/B del DM n. 260/2010 (ARPA SICILIA, 2016). BELLANTE *et al.* (2015) ipotizzano che le elevate concentrazioni di Arsenico siano dovute ad un uso cospicuo e prolungato nel tempo di fertilizzanti fosfatici con elevate concentrazioni di Arsenico, mentre per quanto riguarda il Piombo le fonti potrebbero essere ricercate nei pesticidi (in particolare nell'arseniato di piombo), nella benzina con piombo o nelle vernici a base di piombo (BELLANTE *et al.*, 2012; RODRIGUEZ-MARTIN *et al.*, 2006; LUO *et al.*, 2012) o nelle munizioni utilizzate per la caccia agli uccelli acquatici, pratica comune nell'area fino a poco prima l'istituzione della Riserva.

CENSI *et al.* (2013) hanno inoltre rilevato un'alta concentrazione di lantanidi nel sangue e nel carapace delle testuggini palustri della Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi" rispetto a quelle della Riserva Naturale di Siculiana, suggerendo una contaminazione del sito da parte di questi elementi. Questi elementi possono essere infatti utilizzati per valutare "l'impronta antropica" vista la loro elevata vocazione ad essere concentrati nei fosfati, elementi ampiamente utilizzati in agricoltura come fertilizzanti, soprattutto in suoli carbonatici come quelli della Riserva Naturale del "Lago Preola e Gorghi Tondi" (D'ANGELO, 2013).

1.2 Tassonomia, distribuzione, ecologia e biologia di *Emys trinacris*

INQUADRAMENTO SISTEMATICO

La testuggine palustre siciliana *Emys trinacris* Fritz, Fattizzo, Guicking, Triepel, Pennisi, Lenk, Joger e Wink, 2005 appartiene alla famiglia Emydidae Rafinesque, 1815, una delle più numerose in termini di specie (n= 53) dell'ordine dei Testudines Batsch, 1788 (TURTLE TAXONOMY WORKING GROUP, 2014). Questa famiglia è costituita da testuggini acquatiche, semi-acquatiche e terrestri presenti in tutti i continenti, tranne che in Oceania e Antartide (Fig. 13).

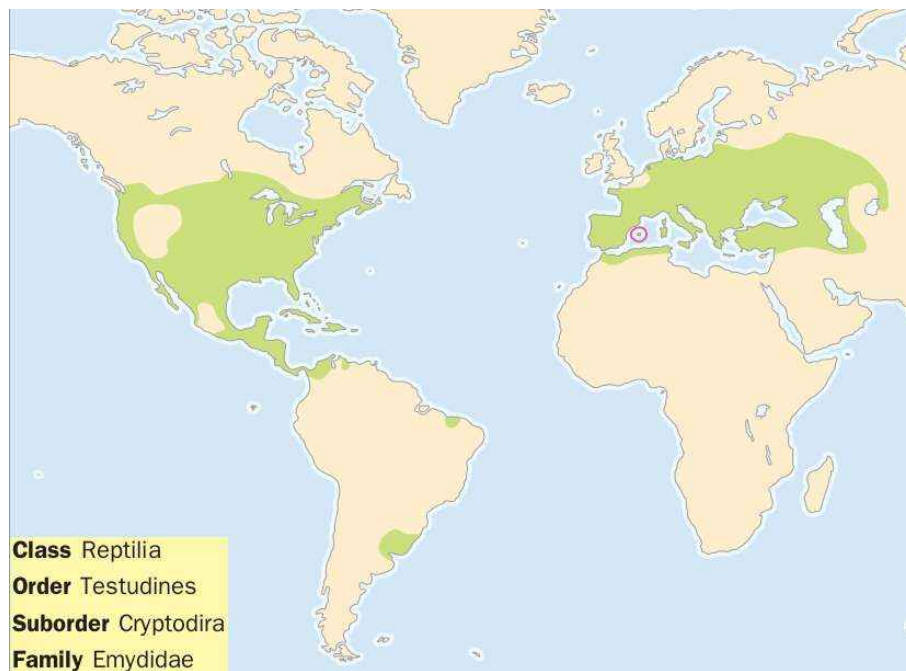


Fig. 13 – Distribuzione della famiglia Emydidae, da *Grzimek's Animal Life Encyclopedia, 2nd edition. Volume 7, Reptiles, 2003*

Al genere *Emys* Duméril, 1805 appartengono da una a quattro specie a seconda degli autori. ANGIELCZYK & FELDMAN (2013) in un recente lavoro di revisione della sottofamiglia Emydinae hanno infatti trovato dati contrastanti, da un lato evidenti prove di un'origine monofiletica del genere *Emys* analizzando il DNA mitocondriale (includendo sia la specie del vecchio mondo *Emys orbicularis* sia le due specie nord americane *Emys blandingii* e *Emys marmorata*) e dall'altro, analizzando 14 loci microsatelliti, hanno trovato informazioni a supporto di un'origine parafiletica. Nell'ultima *checklist* ragionata dell'ordine dei Testudines gli autori indicano, in attesa di maggiori evidenze genetiche, per le

testuggini nord americane entrambi i generi: *Emys* o *Actinemys marmorata* per la Western Pond Turtle ed *Emys* o *Emydoidea blandingii* per la Blanding's Turtle (TURTLE TAXONOMY WORKING GROUP, 2014).

Le testuggini palustri del vecchio mondo appartengono invece chiaramente al genere *Emys* che è diffuso in Europa, Nordafrica, Medio Oriente e parte dell'Asia Centrale (SINDACO & JEREMCENKO, 2008). La testuggine palustre siciliana è stata distinta dalla testuggine palustre europea solo recentemente soprattutto in base a caratteri genetici (FRITZ *et al.*, 2005) ma anche a evidenze morfologiche (FRITZ *et al.*, 2006). Nonostante i dubbi sollevati da alcuni autori sulla validità specifica di *Emys trinacris* (SPEYBROECK *et al.*, 2010) diversi autori hanno rilevato una chiara differenziazione a livello genetico (MANFREDI *et al.*, 2013; VAMBERGER *et al.*, 2015) e la considerano a tutti gli effetti una specie valida (TURTLE TAXONOMY WORKING GROUP, 2014). Da un punto di vista filogenetico, *Emys trinacris* risulta *sister group* del clade *Emys orbicularis* contenente le linee genetiche I-II e IV-IX (FRITZ *et al.*, 2007). Le recenti analisi filogenetiche sul *cytb* condotte da SACCO (2015) confermano l'esistenza di una barriera biogeografica in corrispondenza dello Stretto di Messina che separa *Emys trinacris* da *Emys orbicularis*, come già evidenziato da FRITZ *et al.* (2005; 2006). Lo stesso autore ha però rilevato la presenza di alcuni individui siciliani che mostrano alleli tipici di *Emys orbicularis*. In questo caso, attraverso l'utilizzo di 15 loci microsatelliti, è stata dimostrata l'esistenza di un flusso genico tra la sponda calabra e quella siciliana. Tuttavia, la diversificazione delle specie è stata evidenziata dalle analisi con i marcatori mitocondriali. Secondo lo stesso autore l'apparente discordanza tra i dati ottenuti con l'analisi dei microsatelliti e quelli ottenuti attraverso le analisi mitocondriali può essere ascritta ad un fenomeno di introgressione genetica causata dall'introduzione antropica di linee genetiche europee in Sicilia e conseguenti eventi di ibridazione.

In questo lavoro, in considerazione di quanto sopra riportato, si è ritenuta corretta la classificazione sistematica proposta dal TURTLE TAXONOMY WORKING GROUP (2014) e pertanto si è considerata *Emys trinacris* specie valida. L'olotipo è un maschio adulto raccolto il 9 Maggio 1968 sui monti Nebrodi da E. Kramer e S. Dereani e depositato presso la collezione del Museo Zoologico "La Specola" di Firenze (MZUF11136).

DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA

Emys trinacris è specie endemica e presente solo in Sicilia, escluse le isole minori. La distribuzione appare ampia ma frammentata, sebbene vi sia una evidente lacuna conoscitiva sulla sua distribuzione (D'ANGELO, 2013). In particolare risulta più diffusa nella parte settentrionale (ad esclusione dei Monti Peloritani e dei Monti di Termini Imerese) e centrale dell'Isola, mentre appare più rara lungo le aree costiere meridionali, con zone di maggiore diffusione lungo le coste del ragusano, dell'agrigentino e del trapanese (TURRISI, 2008; DI CERBO, 2011).

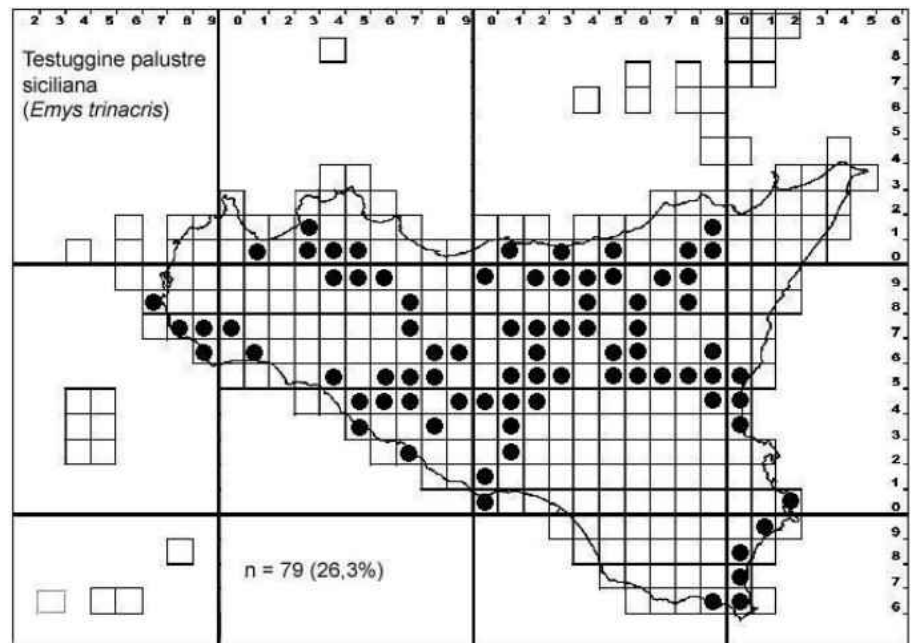


Fig. 14 – Distribuzione di *Emys trinacris*, da Turrisi (2008)

La specie è stata osservata dal livello del mare fino a 1036 m s.l.m., poiché secondo le recenti indagini di MARRONE *et al.* (2016) il *locus typicus* della specie (Laghetto Gianferraro, Caroni, ME) si trova a 1007 m s.l.m. e non a 1400 m s.l.m., come erroneamente descritto in precedenza. Le osservazioni a quote superiori sembrano essere aneddotiche o riferite a singoli esemplari introdotti (MARRONE *et al.*, 2016).

Si tratta di una specie legata alle zone umide con acque ferme o a corso lento. Può essere osservata in ambienti deltizi o lagunari, ma anche in aree forestate montane all'interno di laghetti e pozze minori. Colonizza invasi artificiali, laghi e pantani relittuali o anse a corso lento di fiumi, anche stagionali, e pozze periferiche (TURRISI, 2008).

Emys trinacris è considerata una specie criptica¹ per le somiglianze morfologiche con *E. o. galloitalica* che rendono difficile o impossibile l'identificazione certa su esclusiva base morfologica. Le uniche differenze presenti fra le due specie riguardano la colorazione rossa dell'iride, presente però solo in alcuni maschi di *E. trinacris* e non negli adulti di *E. o. galloitalica*, e l'evidente distinzione nella colorazione dei neonati e dei giovani fino a circa l'anno di età (FRITZ *et al.*, 2006). Gli stadi giovanili di *E. trinacris* e di *E. orbicularis*, mostrano infatti una netta differenziazione morfometrica e di colorazione che rendono possibile, in questo caso, una determinazione immediata della specie. I neonati di *E. trinacris* sono in media più piccoli e più leggeri rispetto a quelli di *E. orbicularis*. Questi



ultimi presentano una macchia scura centrale che ricopre la maggior parte del piastrone, mentre in *E. trinacris* il piastrone si presenta completamente giallo o con delle macchie limitate solo alla zona centrale (FRITZ *et al.*, 2006; Fig. 15).

Fig. 15 – Aspetto ventrale dei neonati di *Emys trinacris* (in alto) e di *Emys orbicularis hellenica* (in basso), da Fritz *et al.* (2006)

Gli adulti presentano una colorazione di fondo del carapace scura o nera con presenza di macchie gialle che, nella maggior parte dei casi, danno origine ad un disegno raggiato o composto da puntature gialle (morfotipo scuro), anche se in alcune popolazioni è stato osservato un marcato polimorfismo con individui che presentano colori di fondo che vanno dal marrone chiaro al castano. Su questo colore di fondo si possono osservare delle macchie o delle striature nere, tipiche del morfotipo “*maculosa*” (FRITZ, 1992), che occorre frequentemente in diverse sottospecie meridionali di *E. orbicularis*, tra cui *E. o. galloitalica* (FRITZ, 1995; FRITZ *et al.*, 2005).

¹ Gruppi di popolazioni animali riproduttivamente isolati ma indistinguibili dal punto di vista morfologico (Rocha-Olivares *et al.*, 2001)



Fig. 16 – Variabilità nell'ornamentazione del carapace in *Emys trinacris*. A (morfofotipo maculosa) e B (morfofotipo scuro) da Fritz *et al.* (2006)

Anche la colorazione del piastrone è variabile, con gli individui della popolazione della Riserva di Torre Salsa che mostrano una colorazione più chiara rispetto agli individui della Riserva del Lago Preola e Gorgi Tondi (FRITZ *et al.*, 2006). La colorazione può variare dal giallo chiaro uniforme fino a quasi uniformemente nera passando per individui che mostrano macchie scure nelle parti distali degli scuti oppure macchie scure diffuse a partire dall'asse centrale e che ricoprono per 1/3 il piastrone (D'ANGELO, 2004).



Fig. 17 – Variabilità nell'ornamentazione del piastrone in tre maschi di *Emys trinacris*, RNI Lago Preola e Gorgi Tondi

La colorazione dell'iride è generalmente biancastra o giallastra, sebbene siano stati osservati alcuni maschi con colorazione rossastra. Un'altra caratteristica peculiare di *E. trinacris* è il posizionamento, in alcuni individui, della pupilla al centro di una stella a cinque punte scura, un *pattern* molto raro nelle testuggini palustri (FRITZ *et al.*, 2006). I maschi adulti tendono ad avere una colorazione uniformemente scura della ranfoteca che invece nelle femmine si presenta più chiara e maculata, con la parte inferiore solitamente gialla.

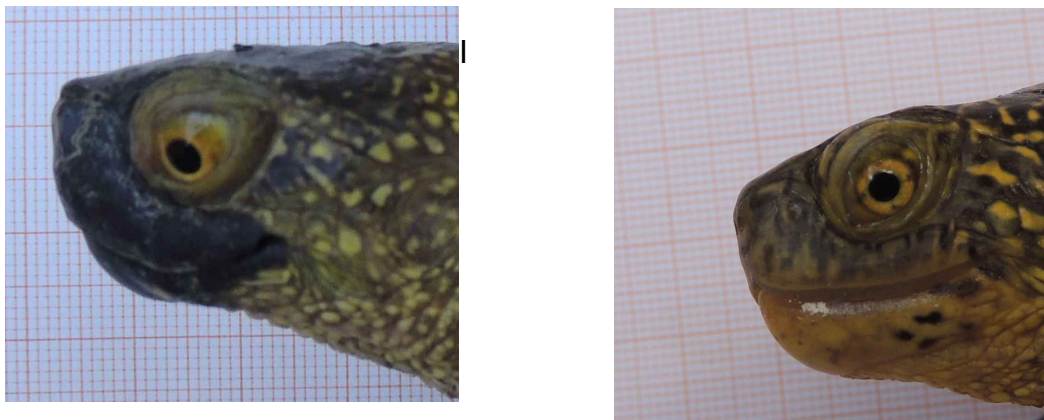


Fig. 18 – Dimorfismo sessuale nella colorazione della ranfoteca di *Emys trinacris*, maschio (sinistra) e femmina (destra), Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorghi Tondi”

In tutte le popolazioni indagate gli adulti mostrano un netto dimorfismo sessuale, con maschi che possiedono una coda più lunga e dimensioni e peso inferiori rispetto alle femmine. Esiste però una discreta variabilità tra le diverse popolazioni con maschi e femmine adulti della popolazione di Torre Salsa e di Gallitello significativamente più grandi e più pesanti degli adulti della popolazione del “Lago Preola e Gorghi Tondi” (D’ANGELO, 2013). A titolo di esempio si riportano alcune misure biometriche di tre popolazioni.

Tab. 2 – Parametri morfometrici degli esemplari adulti di *Emys trinacris*, CL: lunghezza massima del carapace, PH: altezza del carapace da D’Angelo *et al.* (2008) e da Lo Valvo *et al.* (2008a).

Misura	Lago Preola e Gorghi Tondi (TR)		Torre Salsa (AG)		Vicinanze Riserva Rocca Busambra e Bosco della Ficuzza (PA)	
	Maschi	Femmine	Maschi	Femmine	Maschi	Femmine
CL (mm)	112,9 ± 7,3 100,7 – 143,4	118,9 ± 10,6 102,5 – 155,2	128,6 ± 8,6 103,7 – 152,3	134,6 ± 12,4 103,3 – 149,9	124,7 ± 9,7 106,6 – 151,1	131,0 ± 6,6 120,1 – 144,7
PH (mm)	42,1 ± 4,1 30,8 – 54,5	48,3 ± 5,4 37,7 – 63,2	45,3 ± 2,9 40,7 – 54,2	53,4 ± 6,6 35,0 – 64,7	44,4 ± 4,7 37,1 – 61,9	50,5 ± 4,9 42,3 – 58,0
Peso (g)	223,4 ± 42,5 166 – 435	292,6 ± 89,4 183 – 682	362,0 ± 68,0 224 – 590	474,0 ± 122,3 195 – 678	312,8 ± 66,4 200 – 517	386,8 ± 73,3 267 – 500

BIOLOGIA

Le conoscenze sono molto lacunose e limitate a poche popolazioni. I contributi sulla biologia della specie sono infatti molto scarsi e i pochi dati disponibili derivano in gran parte da risultati di tesi di laurea e da note in sedi congressuali oltre che da atlanti regionali. Si tratta di una specie principalmente diurna che mostra un periodo di attività annuale piuttosto variabile. LO VALVO *et al.* (2008b) hanno riscontrato un periodo di latenza invernale molto ridotto per la popolazione della R.N.O. "Torre Salsa", mentre TURRISI (2008) riporta periodi di attività compresi tra marzo e ottobre per le popolazioni della costa meridionale della Sicilia e LO VALVO *et al.* (2015) periodi di attività compresi da maggio a metà ottobre per la R.N.O. "Monte Capodarso e Valle dell'Imera meridionale". Le strategie riproduttive di *E. trinacris*, ad oggi, sono quasi del tutto sconosciute. FRITZ *et al.* (2006) descrivono il ritrovamento di individui neonati sia nel mese di settembre sia in primavera, ipotizzando, come avviene per *E. orbicularis*, che almeno una parte dei piccoli svernino nei loro nidi per poi emergere in superficie la primavera successiva alla deposizione delle uova. Le piccole dimensioni dei giovani di *E. trinacris* suggeriscono anche che le uova potrebbero essere di dimensioni inferiori rispetto a quelle di *E. orbicularis* (FRITZ *et al.*, 2006). Al momento non sono noti studi sull'ecologia trofica e sulla longevità, né dati che attestino la taglia e l'età in cui viene raggiunta la maturità sessuale.

Gli unici dati disponibili sulla struttura di popolazione fanno invece riferimento solo alla Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi" dove è stata calcolata una densità di 23,8 individui per ettaro di superficie d'acqua, una *sex ratio* (M:F) che varia da 1,9:1 a 1,68:1 e un rapporto giovani/adulti di 1:4,9 (LO VALVO & D'ANGELO, 2004; D'ANGELO *et al.*, 2008). Un *sex ratio* spostata in favore dei maschi è riportata anche per la Riserva Naturale "Rocca Busambra e Bosco della Ficuzza" (2,3:1) e per la Riserva Naturale di "Torre Salsa" (1,67:1). Nella Riserva di "Torre Salsa" gli spostamenti lineari registrati sono risultati compresi tra 102 e 554 metri mentre gli spazi vitali sono risultati in media pari a $1,34 \pm 0,88$ ettari nel caso di sei femmine, mentre l'unico maschio monitorato ha occupato un'area di 1,17 ettari. Nella Riserva "Monte Capodarso e Valle dell'Imera meridionale" Le dimensioni degli spazi vitali (4,09 ettari per le femmine e 3,75 ettari per i maschi), così come le distanze lineari (470 m per le femmine e 664 m per i maschi), sono risultate mediamente più elevate (LO VALVO *et al.*, 2015). In entrambe le popolazioni gli *home ranges* sono risultati spesso sovrapposti, facendo escludere significativi comportamenti di competizione territoriale, e di forma allungata, correlati con la linearità dei corsi d'acqua indagati.

Le testuggini palustri europee sono minacciate di estinzione in molte zone del loro areale (CHIARI *et al.*, 2013). Le cause principali sono dovute soprattutto al sovra-sfruttamento e alla distruzione degli habitat idonei alla loro sopravvivenza, ovvero le zone umide. Si stima infatti che, soprattutto nel Sud Italia, durante il secolo scorso siano state distrutte circa il 70-90% delle zone umide idonee (FRITZ *et al.*, 2005).

*E. trinacris*² è inserita negli allegati II e IV della direttiva “Habitat” 43/92/CEE, mentre il suo stato di conservazione è considerato “*Data Deficient*” dall’IUCN (VAN DIJK, 2009), a causa della carenza di dati riguardanti la sua distribuzione, sulla consistenza e sulle tendenze demografiche delle popolazioni. Nella Lista Rossa italiana è invece classificata come “In pericolo (EN) A2c” (ANDREONE *et al.*, 2013). E’ inoltre tutelata dalla Convenzione di Berna (1979) e dalle L.R. n. 98 del 6.5.1981 e n. 14 del 9.8.1988. La specie sembra essere minacciata principalmente dall’inquinamento, dalla frammentazione degli habitat, dall’introduzione di specie aliene negli ambienti naturali e dal prelievo illegale in natura per il commercio (DI CERBO, 2010) oltre agli investimenti stradali (Fig. 19).



Fig. 19 – Femmina adulta di *Emys trinacris* investita su di una strada carrabile in prossimità della Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorghi Tondi”, Giugno 2014 (foto: Archivio Ente Gestore Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorghi Tondi”)

2 La specie è da intendersi giuridicamente come *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1789) ai sensi della DPR 357/97 poiché il riconoscimento specifico delle popolazioni siciliane, prima ascritte a *E. orbicularis*, è avvenuto successivamente alla sua entrata in vigore

L'Ente Gestore della Riserva Naturale "Lago Preola e Gorgi Tondi" ha avviato a partire dal 2011 un progetto di conservazione della specie collegato alle azioni di recupero naturalistico della Riserva. Sono stati infatti realizzati degli interventi di gestione della vegetazione invasiva sugli ex-coltivi recuperare e creare delle aree aperte e semi-aperte per la nidificazione (Fig. 20). E' stato inoltre creato un piccolo centro di allevamento in cui stabulare alcuni individui, con la duplice funzione di conservazione e didattica (Fig. 21).



Fig. 20 – Interventi di gestione degli ex coltivi, *ante operam* (sinistra), *post operam* (destra)



Fig. 21 – Vasca principale del Centro *Emys trinacris*

2. Analisi spaziale e temporale: evoluzione delle zone umide nell'ultimo ventennio

Le zone umide mediterranee sono state bonificate fin dai tempi storici ma hanno subito soprattutto nel ventesimo secolo una drastica riduzione e degradazione (FINLAYSON *et al.*, 1992). La loro importanza è stata formalmente riconosciuta con la dichiarazione di Grado (1991) in cui i membri partecipanti si sono posti come obiettivo l'arresto della perdita e della degradazione e ripristino delle zone umide del Mediterraneo che ha fatto seguito al trattato intergovernativo, meglio conosciuto come Convenzione Ramsar, adottato il 2 febbraio 1971 nella città iraniana di Ramsar.

I servizi e i valori delle zone umide sono infatti molteplici: ritenzione di inquinanti e di nutrienti, attenuazione e regolazione dei fenomeni naturali come le piene dei fiumi, riserve d'acqua, fonti di cibo e serbatoi di biodiversità. Si tratta però di ecosistemi molto delicati e complessi per i quali è difficile elaborare dei modelli predittivi, poiché oltre ad essere condizionati dalle attività locali, possono essere influenzati da attività o eventi che accadono all'interno del bacino imbrifero o addirittura a livello globale. La diversità ambientale e il valore della Riserva Naturale "Lago Preola e Gorghetti Tondi" è legata sostanzialmente alla presenza proprio di alcune zone umide, che svolgono sia il ruolo ecologico di area rifugio per numerose specie animali e vegetali sia di *stepping stone* per diverse specie ornitiche. L'instabilità legata alla disponibilità idrica nella falda condiziona in modo marcato le caratteristiche vegetazionali e di conseguenza le cenosi animali presenti.

Periodi di *deficit* idrico favoriscono comunità adattate ad acque salmastre o a ambienti umidi temporanei mentre periodi di abbondante disponibilità idrica favoriscono specie legate ad ambienti più stabili e maturi. Questa alternanza si può verificare in periodi brevissimi, essendo le zone umide ambienti molto produttivi, le comunità possono variare nell'arco di pochissimi anni. All'interno del progetto di ricerca è interessante valutare come l'aumento delle precipitazioni verificatesi a partire dal 2003/2004 e le contemporanee azioni di regolamentazione del prelievo da falda e di acquisto di aree da destinare all'aumento della naturalità dei luoghi condotte dall'Ente Gestore abbiano influito sulle dinamiche locali, attraverso un'analisi delle principali categorie di uso del suolo individuate.

2.1 Materiali e metodi

Il cambiamento dell'uso del suolo è stato analizzato utilizzando le immagini satellitari messe a disposizione da Google Earth per il 26/04/2003 e per il 15/04/2013.

Essendo state acquisite nello stesso mese si è ritenuto che possano essere confrontabili tramite fotointerpretazione. L'area sottoposta all'analisi corrisponde al settore dei Gorghi Tondi. La scelta di limitare l'analisi a questa porzione di Riserva Naturale è legata al progetto di ricerca che ha preso in considerazione solo le due sottopopolazioni presenti nel Gorgo Tondo Basso e nei Gorghi Tondi Medio-Alto (vedi cap. 3), sebbene altrettante differenze siano state riscontrate a livello dell'intera Riserva (Fig. 7). La digitalizzazione dei poligoni è stata effettuata manualmente in base alle 10 classi individuate: *i*) Acqua profonda libera, *ii*) Acqua bassa libera, *iii*) Area con dominanza di vegetazione idrofila a elofite, *iv*) Area terrestre con vegetazione rada (arbusteti, prato-pascoli, pascoli innondati, pascoli arbustati), *v*) Area terrestre boscata, *vi*) Agrumeto, *vii*) Uliveto, *viii*) Vigneto, *ix*) Area terrestre priva di vegetazione, *x*) Superficie artificiale.

L'accuratezza di questa metodologia è soddisfacente per aree piccole garantendo una restituzione molto simile ai metodi di classificazione automatica (LILLESAND *et al.*, 2008). I poligoni sono stati digitalizzati in modo da unire tutte le aree contigue omogenee al fine di ottenere il numero minore di poligoni possibili per ciascuna categoria. Questa metodologia permette di considerare i poligoni come patches, ovvero ambienti relativamente omogenei che differiscono da ciò che li circonda (FORMAN, 1995).

L'attribuzione è stata supportata da ricognizioni al suolo per quanto riguarda il 2013 e da verifiche fotografiche per quanto concerne il 2003. I poligoni salvati come singoli file in formato *.kml sono stati successivamente importati nel software di desktop mapping Qgis (2.8.2-Wien). I singoli poligoni sono stati poi aggregati all'interno di un unico layer vettoriale per ciascun anno, utilizzando gli strumenti di Geoprocessing. Le geometrie sono state inoltre controllate per verificare la loro validità eliminando in seguito gli errori riscontrati. Per ciascun poligono è stata infine calcolata la superficie e il perimetro grazie al calcolatore di campi messo a disposizione dal software. Le analisi sono state poi effettuate attraverso l'utilizzo di statistica descrittiva e mediante l'utilizzo di indici comunemente utilizzati nell'ecologia del paesaggio. Per alcune analisi le classi sono state aggregate in macro-categorie. Il calcolo di questi indici si basa essenzialmente sui tipi di patches presenti nell'area di studio e sulla superficie coperta da ogni tipologia. In particolare sono stati considerati:

- *Numero di classi*: numero di classi di uso del suolo rappresentate nell'anno analizzato (utilizzato per valutare la diversità ambientale)

- *Patch density* (utilizzato per valutare la frammentazione degli ambienti)

$$PD = (N/A) \times (10000) \times (100)$$

N = numero totale di patches nell'area di studio

A = superficie dell'area di studio (mq)

- *Edge density* (utilizzato per valutare la minore o maggiore linearità delle classi)

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10,000)$$

e_{ik} = lunghezza totale (m) del perimetro di ciascuna classe

A = superficie dell'area di studio (mq)

- *Indice di diversità di Shannon* (misura la diversità in termini di ricchezza, maggiore è il valore maggiore è il grado di diversità)

$$H' = - \sum_{j=1}^s p_j \log_e p_j$$

s = numero di classi di patches

P_i = frequenza di superficie coperta per ciascuna classe

- *Indice di Evenness* (misura la diversità in termini di uguaglianza. Maggiore è il valore è il valore maggiore è l'equipartizione - uniformità di estensione - delle classi di ecotopo. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità)

$$E = H'/H_{\max}$$

H' = indice di diversità di Shannon

H_{\max} = massima diversità possibile ($\ln n^\circ$ elementi)

2.3 Risultati

Nel decennio interessato dallo studio si sono verificati alcuni cambiamenti di uso del suolo (Tab. 3) che hanno determinato un aumento delle aree naturali a discapito delle aree antropizzate (Fig. 22) pari a circa 6,2 ha.

Tab. 3 – Abbondanza relativa e superficie occupata delle 10 classi individuate nel 2003 e nel 2013

Tipologia	Abbondanza	Abbondanza	Superficie	Superficie	diff. (Ha)
	relativa 2003	relativa 2013	occupata (Ha) 2003	occupata (Ha) 2013	
Acque basse	0,0	2,1	1,6	0,0	+1,6
Acque profonde	7,5	8,5	6,5	5,7	+0,8
Elofite	5,6	12,6	9,6	4,3	+5,3
Arbusteto	38,3	30,8	23,5	29,2	-5,7
Bosco	12,9	20,6	15,7	9,8	+6,0
Agrumeto	1,8	1,0	0,8	1,4	-0,5
Uliveto	4,9	9,7	7,4	3,7	+3,7
Vigneto	26,8	14,0	10,7	20,4	-9,7
Artificiale	0,5	0,5	0,4	0,4	0,0
Aree nude	1,7	0,0	0,0	1,3	-1,3

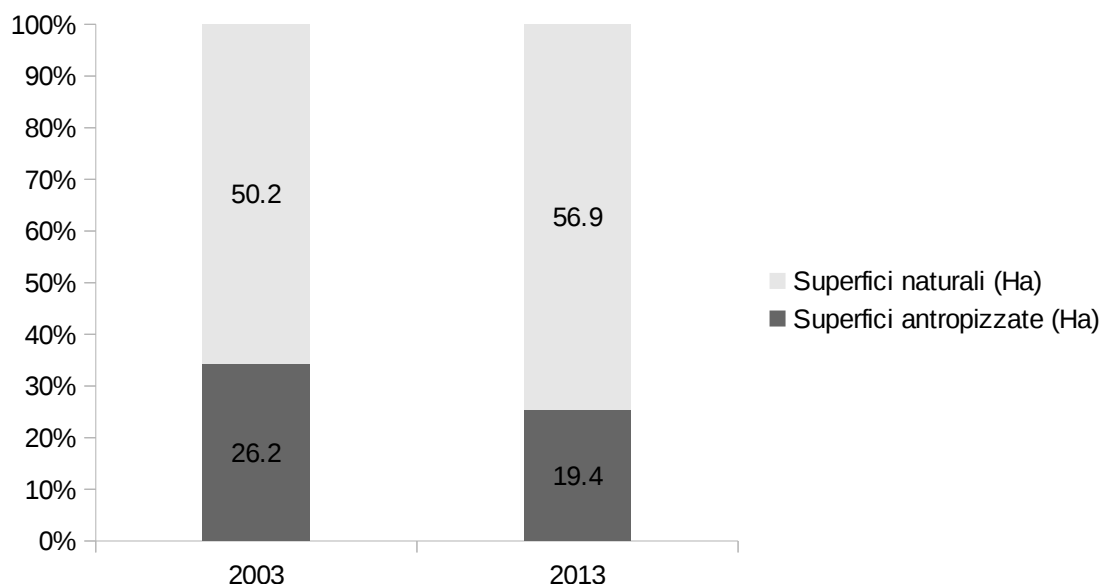
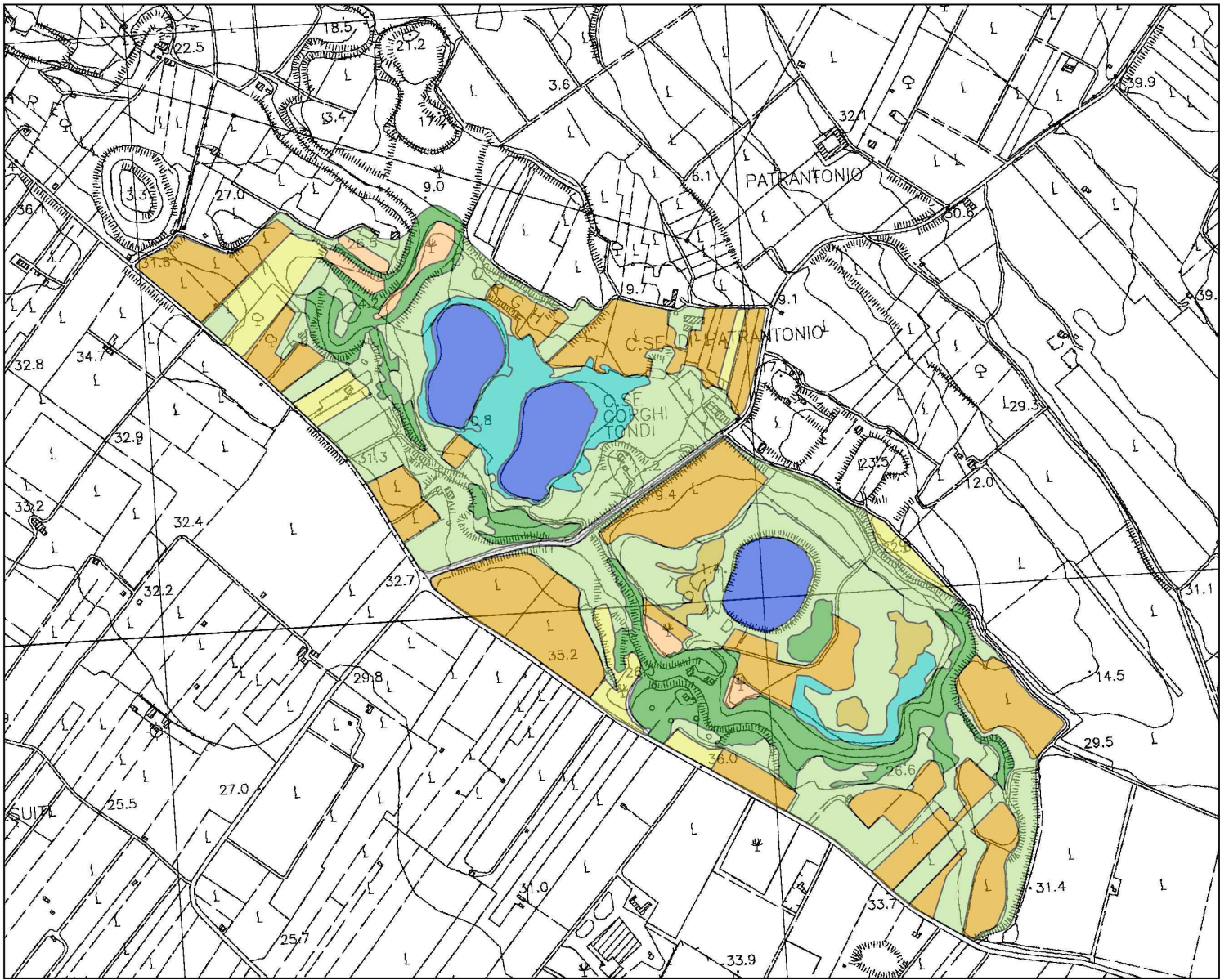
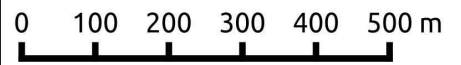


Fig. 22 – Superficie occupata da ambienti naturali (Acque profonde, Acque basse, Vegetazione idrofila, Area aperta, Area boscata, Area nuda) e artificiali (Agrumeto, Uliveto, Vigneto, Superficie Artificiale)





In particolare è stato osservato un aumento della superficie occupata da parte dei corpi idrici, della vegetazione idrofila e delle superfici boscate a discapito delle superfici naturali aperte e di quelle agricole (Fig. 23).

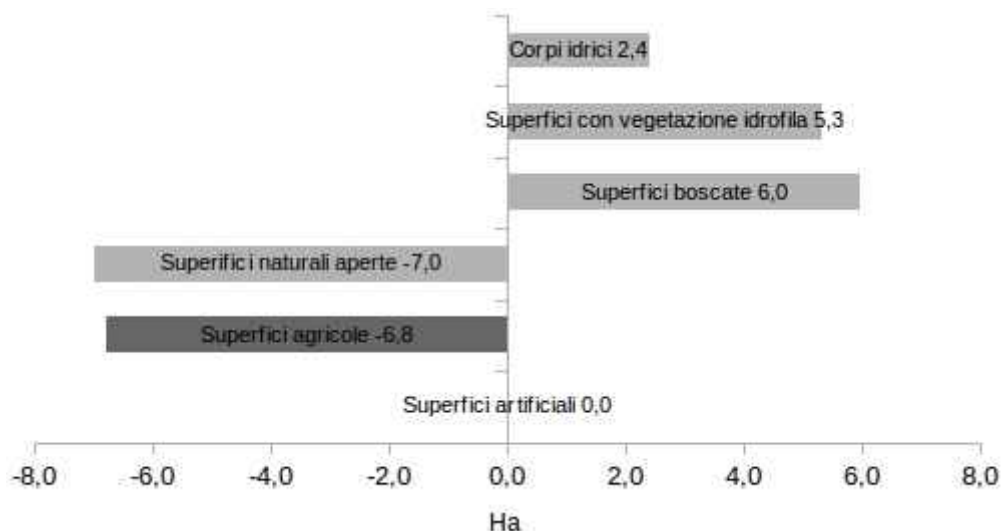


Fig. 23 – Differenze nell'estensione delle classi considerate tra il 2003 e il 2013

Analizzando gli ambienti umidi si nota come si sia verificata una maggiore differenziazione degli habitat, con la comparsa nel 2013 di una tipologia ambientale (acque basse) praticamente assente nel 2003 e con un loro incremento complessivo di 7,7 ha pari a circa il 10% dell'intera area di studio (Fig. 24).

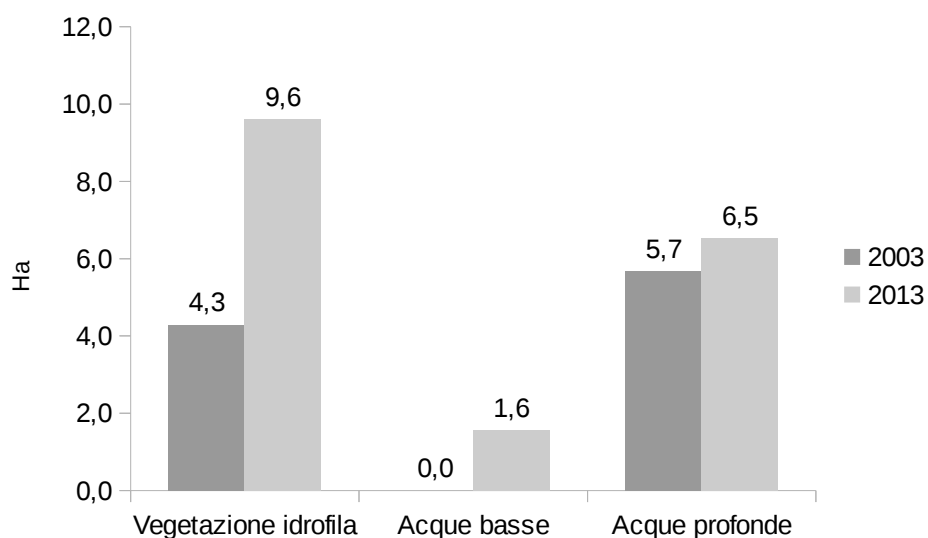


Fig. 24 – Variazione delle superfici occupate da ambienti riferibili alle zone umide

Dall'analisi delle fig. 25 e 26 si denota negli anni una riduzione della frammentazione delle superfici occupate da aree boscate e dalla vegetazione igrofila a discapito di un netto aumento della frammentazione per quanto riguarda le aree aperte.

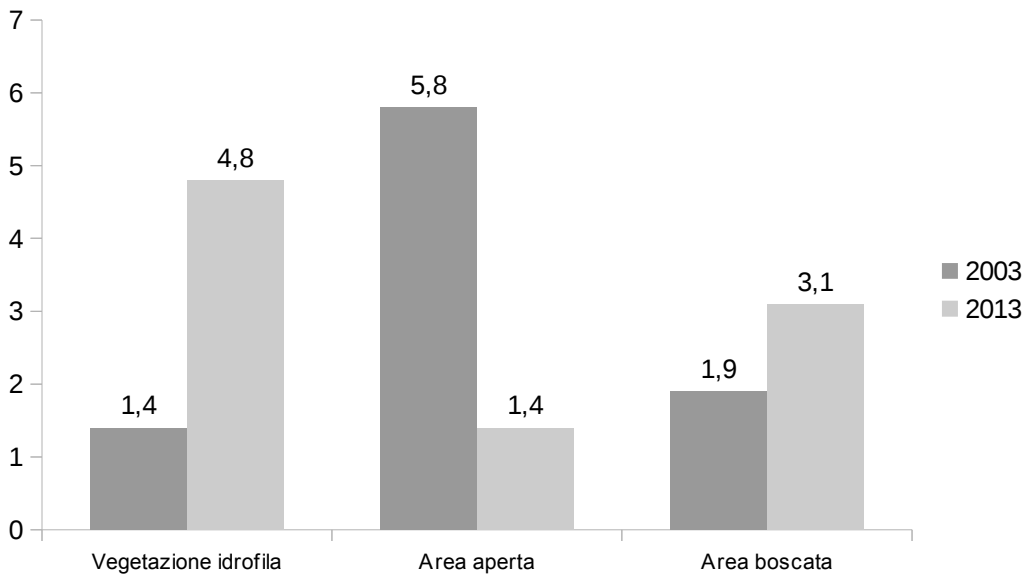


Fig. 25 – Superficie media occupata dalle patches

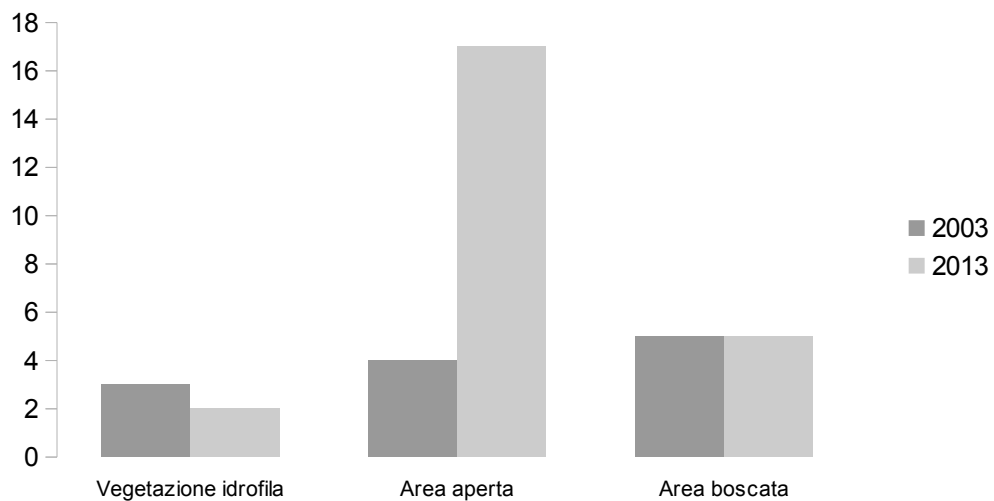


Fig. 26 – Numero di patches per ciascuna classe

Per quanto riguarda le superfici di origine antropica legate all'attività agricola si è osservato una diminuzione (Fig. 27) dei vigneti (-9,7 ha) e un aumento degli uliveti (+3,7 ha)

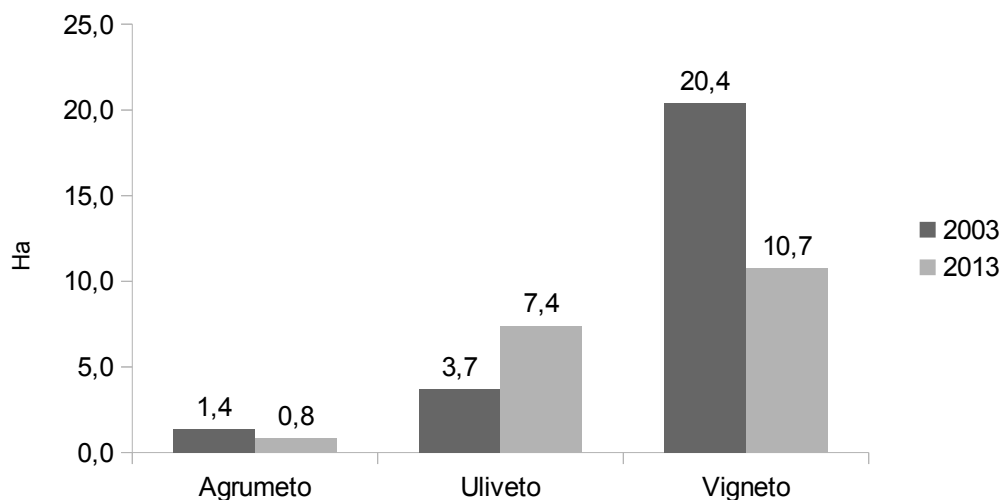


Fig. 27 – Variazione dell'estensione delle superfici agricole

L'incremento della diversità ambientale è testimoniato anche dai valori degli indicatori selezionati per descrivere le variazioni nella diversità e complessità del paesaggio analizzato. Il numero di classi totale è invariato sebbene queste cambino nel tempo con la scomparsa della categoria area nuda e l'aggiunta della categoria acque basse nel 2013. Si è inoltre evidenziato un incremento delle aree ecotonali ed una maggiore diversità complessiva con una migliore equiripartizione degli elementi del paesaggio (Tab. 4).

Tab. 4 – Descrittori della complessità e diversità del paesaggio

Anno	Numero di Classi	Patch Density	Edge Density	Indice di Shannon	Eveness
2003	9	0,84	568,8	1,65	0,42
2013	9	1,00	584,7	1,82	0,44

Confrontando le aree del Gorgo Tondo Basso e dei Gorghi Tondi Medio-Alto si può osservare come in entrambi sia aumentata la superficie occupata dalle acque profonde e da quelle basse (Fig. 28 e 29), anche se complessivamente il corpo idrico che ha

beneficiato maggiormente delle nuove condizioni climatiche e di gestione del territorio appare il Gorgo Tondo Basso in cui si è verificato un aumento del 174% dell'area umida (acque profonde e acque basse) contro il 125% dei Gorghi Tondi Medio-Alto.

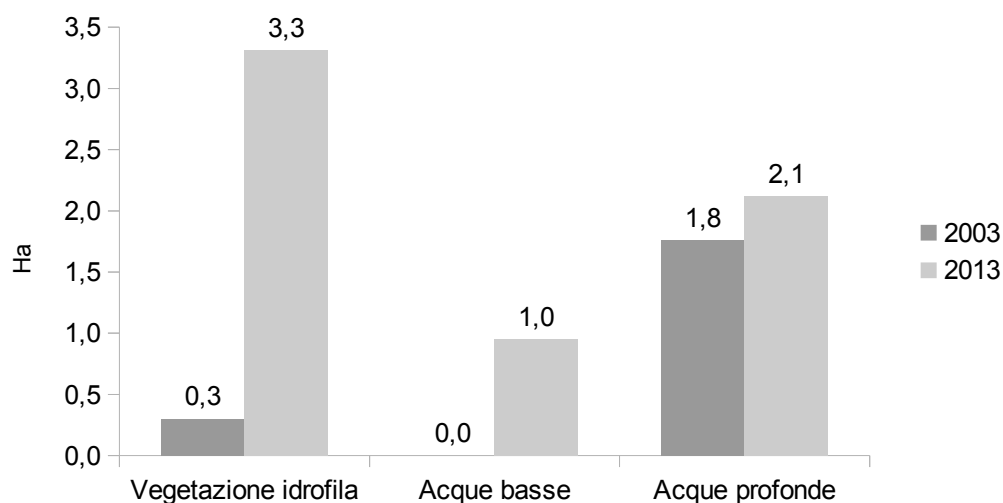


Fig. 28 – Variazione dell'estensione dell'area umida, Gorgo Tondo Basso

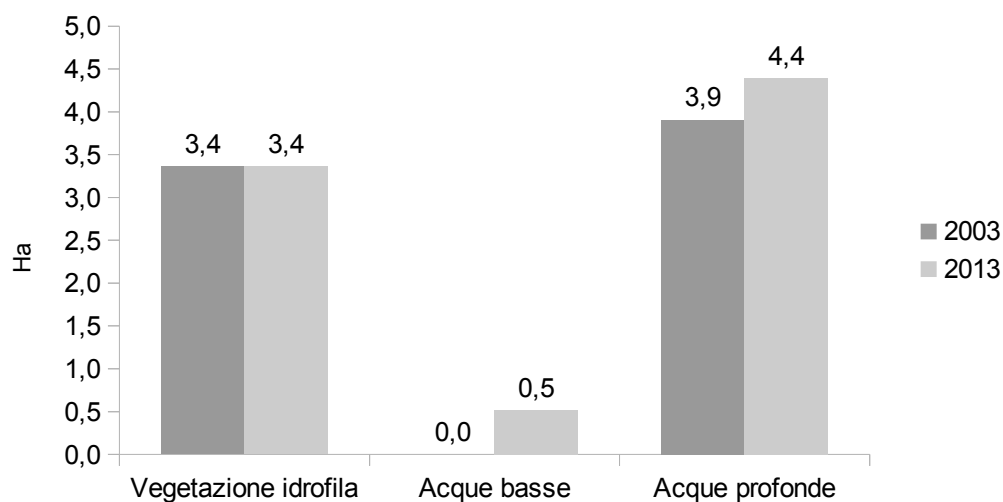


Fig. 29 – Variazione dell'estensione dell'area umida, Gorghi Tondi Medio-Alto

Inoltre nel settore orientale della depressione del Gorgo Tondo Basso si è formata una nuova area palustre in cui è possibile osservare dalle foto aeree due piccoli specchi d'acqua (Fig. 30 e 31).



Fig. 30 – Immagine satellitare dell'area dei Gorghi, da sinistra a destra: GT Alto, Medio e Basso (Aprile 2003)



Fig. 31 – Immagine satellitare dell'area dei Gorghi, da sinistra a destra: GT Alto, Medio e Basso (Aprile 2013)

2.4 Discussione

Il confronto delle immagini satellitari ha permesso di mettere in evidenza i cambiamenti intercorsi nella porzione più orientale della Riserva Naturale Integrale del “Lago Preola e Gorgi Tondi” nel decennio 2003-2013. Le attività di gestione e di regolamentazione svolte dall'Ente gestore tese ad incrementarne la naturalità in sinergia con un incremento delle precipitazioni hanno determinato infatti alcune modifiche che hanno avuto un'importante influenza sulle dinamiche ecosistemiche locali (cfr. cap. 1.1). In particolare, l'aumento delle precipitazioni, l'acquisto di alcuni terreni, lasciati successivamente all'evoluzione naturale, e le attività di gestione e controllo dei prelievi d'acqua oltre alla nuova possibilità di utilizzo dell'acqua del consorzio irriguo per i proprietari dei terreni immediatamente limitrofi alla Riserva hanno determinato un aumento delle superfici occupate dalle zone umide ed una loro maggiore diversificazione, con la formazione di nuove aree ad acqua bassa non presenti nel 2003. L'innalzamento della falda freatica ha causato un cospicuo aumento della superficie di territorio occupata dalle elofite, costituite in prevalenza da *Phragmites australis*, *Typha latifolia* e *Cladium mariscus*, a discapito della scomparsa o della forte rarefazione degli ambienti legati alle condizioni salmastre. Questo impatto è stato maggiore soprattutto per il Lago Preola, situato al di fuori dell'area di studio (PASTA, 2012). Parallelamente l'evoluzione naturale della vegetazione, favorita anche dalla riduzione del carico di pascolo, ha determinato una diminuzione della superficie occupata ed una maggiore frammentazione delle aree aperte (arbusteti, prato-pascoli e pascoli arbustati) con un aumento delle aree boscate a quercia spinosa (*Quercus coccifera*) e leccio (*Quercus ilex*) e una scomparsa dei pascoli inondata per l'innalzamento del livello idrico. Le aree agricole si sono ridotte, in particolare i vigneti hanno subito un dimezzamento della superficie occupata mentre gli uliveti e gli agrumeti hanno subito rispettivamente un incremento e un leggero decremento. La variazione del regime idrologico e la riduzione dell'impatto antropico hanno pertanto innescato un intenso processo di trasformazione del paesaggio vegetale, con importanti conseguenze sulla tipologia, sulla presenza e sulla rappresentatività degli habitat. Tutti questi cambiamenti hanno determinato la comparsa di nuovi ambienti molto importanti per la biodiversità faunistica, garantendo al contempo la creazione di un'area di maggiore naturalità con funzione anche di tampone tra le aree coltivate e gli ambienti più vulnerabili e di maggiore importanza per la Riserva, le zone umide, che in passato sono state probabilmente oggetto di pesanti fenomeni di inquinamento (BELLANTE *et al.*, 2015). Nel futuro dovranno

essere sicuramente affrontate nuove sfide gestionali da confrontare con gli obiettivi prioritari di conservazione dell'area protetta. La scelta di ridurre l'impatto antropico sta conducendo al raggiungimento di un nuovo equilibrio tra gli elementi ecosistemici, favorevole alla conservazione di numerose specie faunistiche di grande interesse (es. *Emys trinacris*, *Porphyrio porphyrio*). Il prezzo pagato è stato però la perdita o la riduzione degli habitat salmastri e delle aree aperte naturali o semi-naturali mantenute dalle pratiche agro-pastorali.



Fig. 32 - Gorgo Tondo Basso, Anno 2003
(foto: Archivio Ente Gestore Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorgi Tondi")



Fig. 33 - Gorgo Tondo Basso, Anno 2014

3. Parametri demografici, biologici ed ecologici della popolazione di *Emys trinacris*

3.1 Stima e dinamica di popolazione, morfometria e accrescimento

Nonostante l'importanza conservazionistica e biogeografica di *Emys trinacris* le conoscenze sugli aspetti ecologici e biologici di questa specie sono molto lacunose e limitate a poche popolazioni (vedi cap. 1.2). Probabilmente ciò è imputabile alla sua recente distinzione da *Emys orbicularis*, a cui spesso si rimandava per descrivere gli aspetti legati alla storia naturale. In realtà anche all'interno di una stessa specie, ancor più in virtù della ormai assodata distinzione specifica, esistono delle differenze sostanziali legate principalmente alle condizioni ambientali e alla storia biogeografica delle singole popolazioni (THORPE, 1987). Infatti, come è stato ampiamente dimostrato per diverse specie di Emididi, i cambiamenti in diversi aspetti della loro storia naturale seguono un gradiente latitudinale (IVERSON *et al.*, 1993) o sono legate alla posizione tassonomica (FORSMAN & SHINE, 1995). Ne sono un esempio la stessa *Emys orbicularis* e l'americana *Chrysemys picta* in cui le dimensioni corporee variano secondo un gradiente latitudinale e altitudinale (ZUFFI *et al.*, 2011; REFSNIDER *et al.*, 2013). Accanto a questa variabilità legata principalmente a macro-fattori esistono però differenze molto marcate anche a livello locale (ZUFFI *et al.*, 2004) che sono spiegabili attraverso l'esame di fattori ecologici a micro-scala (es. produttività primaria, tipologia di habitat, presenza di competitori e inquinanti) piuttosto che a fattori genetici o climatici. BELLANTE *et al.* (2015) individuano ad esempio nell'alta concentrazione di lantanidi riscontrata nella Riserva Naturale del "Lago Preola e Gorgi Tondi" una delle cause indirette delle minori dimensioni degli individui di *Emys trinacris* rispetto a quelle di una popolazione limitrofa. Ovviamente tutte queste informazioni assieme ai parametri demografici, alla stima e alla dinamica di popolazione sono elementi indispensabili per poter pianificare una corretta gestione della specie e dell'area protetta e allo stesso tempo per poter valutare le scelte compiute in passato. I dati raccolti ad inizio secolo da D'ANGELO (2004) sono infatti un ottimo punto di partenza per poter verificare come i cambiamenti ambientali indotti dalla sinergia tra le azioni dell'Ente Gestore e i cambiamenti climatici verificatisi (vedi cap. 1.1 e 2) abbiano inciso sugli aspetti della storia naturale della popolazione di *Emys trinacris* presente all'interno dell'area protetta.

3.1.1 Materiali e Metodi

Campionamenti delle testuggini. I campionamenti sono stati effettuati nel Gorgo Tondo Basso e nei Gorghi Tondi Medio-Alto in nove sessioni (Aprile, Giugno, Settembre 2014; Maggio, Giugno e Luglio 2015; Maggio, Giugno e Luglio 2016), ciascuna composta da tre giorni di cattura. Le testuggini sono state catturate utilizzando diversi metodi (trappole innescate, bertovelli e a mano) per diminuire l'influenza del tipo metodologia di cattura sulla *sex ratio* e sulla struttura di popolazione (TESCHE & RHODESIA, 2015).



Fig. 34 – Bertovello non innescato. Si tratta di due inganni con entrata di 18x15 cm uniti da una rete piombata trasversale per una lunghezza totale di 3 m

Fig. 35 – Messa in posa di una nassa innescata con sardina. Trappola cilindrica (30x60 cm) costituite da un'intelaiatura metallica rivestita da una rete con un'entrata per lato di 16x14 cm. All'interno è stata collocata una bottiglia di plastica d 1,5 L per garantire il galleggiamento



Le trappole sono state collocate e georeferenziate ad una distanza di circa 50 m l'una dall'altra, per un totale di 15 trappole nel Gorgo Tondo Basso e 20 trappole nei Gorghi Tondi Medio-Alto (Fig. 36).

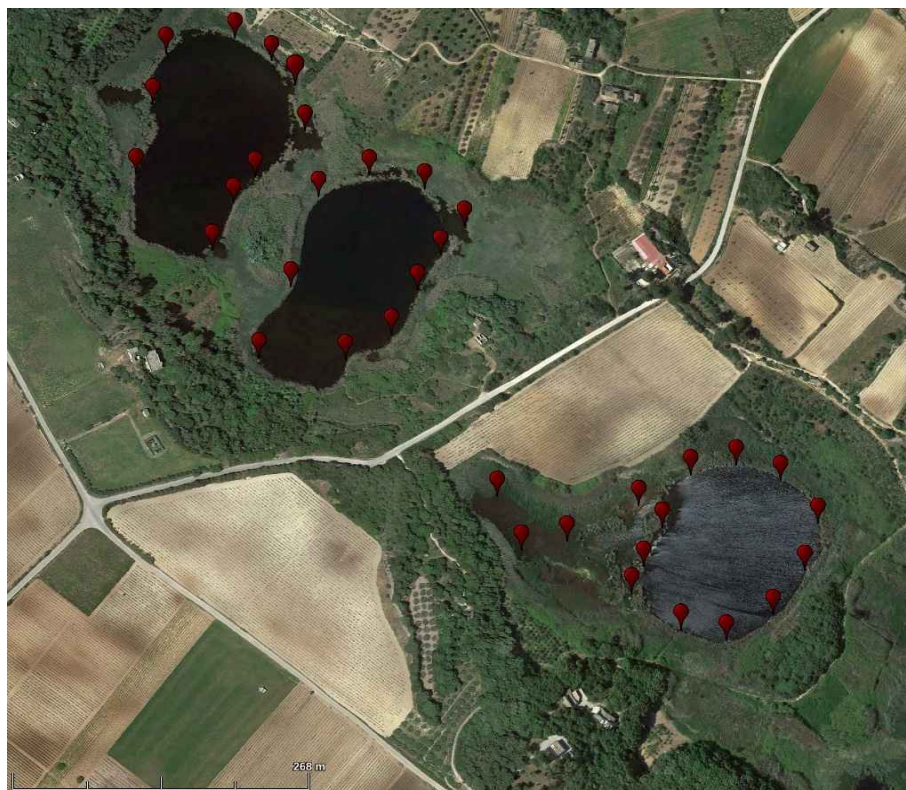


Fig. 36 – Localizzazione delle trappole, da sinistra a destra: GT Alto, Medio e Basso

Per ciascun individuo catturato sono stati registrati la data di cattura, il numero della trappola, il suo numero identificativo, il sesso, l'età (adulto/giovane), la lunghezza minima del carapace (SCL, $\pm 0,1$ mm), la larghezza del carapace (CW, $\pm 0,1$ mm), l'altezza del carapace (PH, $\pm 0,1$ mm) e la massa corporea (BM, ± 1 g).

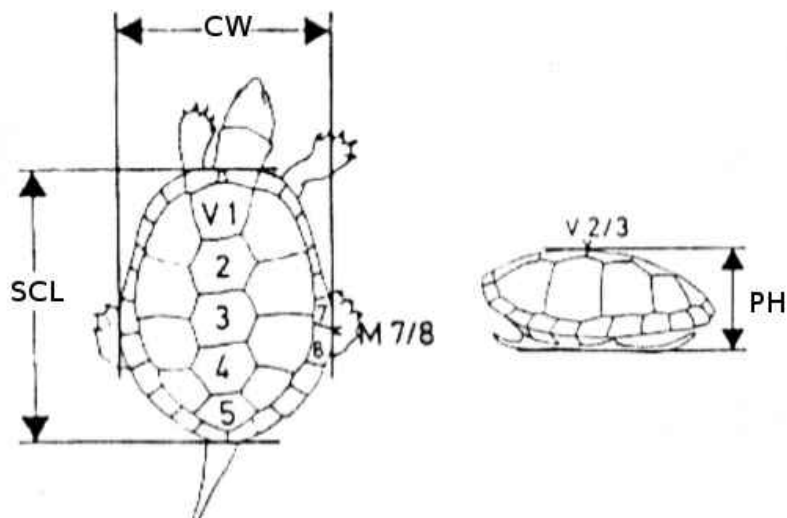


Fig. 37 – Misure biometriche

Sono stati considerati adulti solo gli individui con evidenti caratteri sessuali (ZUFFI & GARIBOLDI, 1995). Tutte le testuggini catturate sono state marcate individualmente sugli scuti marginali del carapace secondo la metodologia proposta da SERVAN *et al.* (1986) partendo dal numero 1. Per gli individui catturati e marcati in studi precedenti (D'ANGELO 2004; 2013) è stato mantenuto il codice originario qualora questo fosse facilmente identificabile.

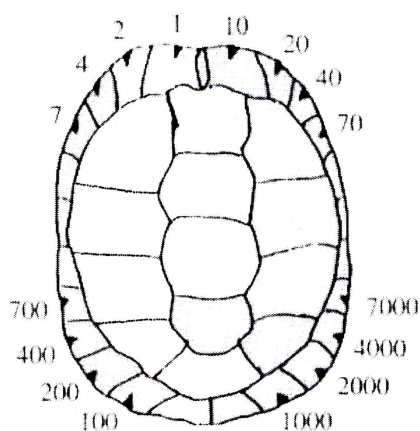


Fig. 38 – Codice di marcatura

Nelle testuggini palustri, come in numerosi altri rettili, il rallentamento dell'accrescimento precede di poco la maturità sessuale (CASTANET, 1988), sebbene presentino un accrescimento indefinito (ANDREWS, 1982). Questa caratteristica sembra infatti favorita dalla selezione naturale e legata sostanzialmente alla formazione di un guscio protettivo duro necessario per aumentare la probabilità di sopravvivenza dei giovani. Questi si trovano pertanto ad investire maggior parte dell'energia nell'accrescimento e solo raggiunta una taglia idonea avviene una riduzione del tasso di crescita per destinare parte delle energie d'ora in avanti alla riproduzione (KUCHLING, 1999). In *Emys trinacris* questo può essere dedotto dalla presenza, a livello del piastrone, di una linea di sutura mediana nettamente più chiara rispetto al colore di fondo, risultato di un accrescimento ancora particolarmente attivo. Questo carattere e la presenza di linee di arresto della crescita annuale o annuli (STONE & BABB, 2005), permettono di classificare gli esemplari in quattro differenti stadi di sviluppo, come descritto da OLIVIER (2002) per *Emys orbicularis*.

Stadio 1: elevato tasso di accrescimento, linea di sutura mediana ben evidente (corrisponde agli individui giovani)

Stadio 2: tasso di accrescimento ridotto, sono comunque ben evidenti le linee di arresto della crescita (*annuli*) (corrisponde a individui sub-adulti/adulti)

Stadio 3: tasso di accrescimento molto ridotto, linee di arresto della crescita (*annuli*) in parte cancellate (corrisponde a individui adulti)

Stadio 4: accrescimento molto ridotto, piastrone liscio (corrisponde a individui anziani)

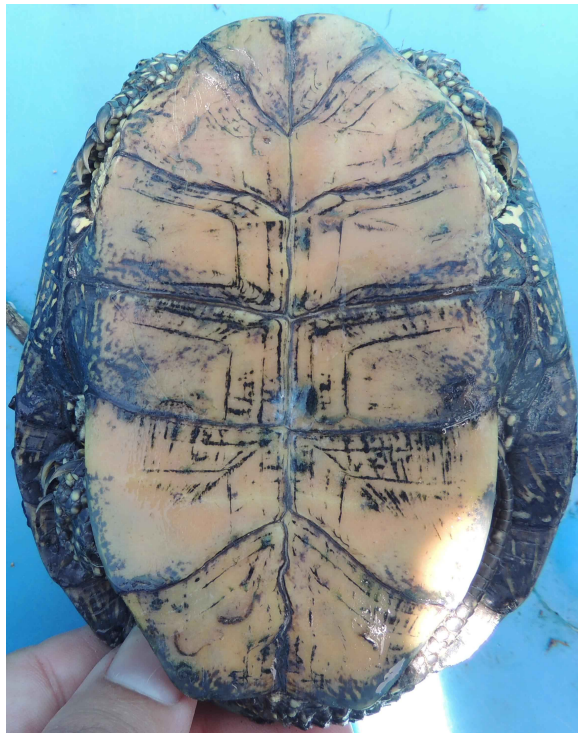
In genere gli stadi 1 e 2 corrispondono alla classificazione classica di individui giovani, sebbene in alcuni casi nello stadio 2 siano già evidenti i tipici caratteri dimorfici, mentre gli stadi 3 e 4 agli individui adulti.



Stadio 1



Stadio 2



Stadio 3



Stadio 4

Stima dell'abbondanza. La stima è stata effettuata considerando le tre sessioni di cattura effettuate nel 2015. In questo ristretto arco di tempo entrambe le sottopopolazioni (Gorgo Tondo Basso e Gorghi Tondi Medio-Alto) possono essere considerate “chiusure”, anche in forza dell'assenza di significativi movimenti di migrazione (vedi cap. 3.1.2) In ogni caso è stata verificata l'effettiva “chiusura” della popolazione analizzata utilizzando il “*Closure Test*” (STANLEY & BURNHAM, 1999) mediante il software CloseTest (Fort Collins Science Center, U.S. Geological Survey 2011). Successivamente l'abbondanza delle due sottopopolazioni è stata stimata utilizzando i modelli per popolazioni chiuse proposti da OTIS *et al.* (1978), che considerano tre fonti di variabilità nella probabilità di cattura: *i*) un effetto temporale (t), dove la probabilità di cattura varia tra le diverse occasioni di cattura; *ii*) un effetto dovuto all'eterogeneità (h), dove la probabilità di cattura varia in base all'individuo; *iii*) un effetto comportamentale (b), dove le catture precedenti influenzano il comportamento degli individui nelle occasioni successive. L'analisi è stata pertanto svolta utilizzando i modelli log-lineari per esperimenti cattura-ricattura del package “RCapture” (versione 1.4-2) per R version 3.2.5 (R Development Core Team, 2015) e la selezione del modello è stata effettuata mediante l'Akaike Information Criterion (AIC). La presenza di eterogeneità è stata verificata utilizzando l'approccio grafico suggerito da BAILLARGEON & RIVEST (2007).

Dinamica di popolazione. I movimenti migratori tra i Gorghi sono stati valutati a partire dalla campagna di monitoraggio 2003 (D'ANGELO, 2004) fino al presente studio. In questo arco temporale sono disponibili i dati relativi al biennio 2003/2004, al biennio 2010/2011 e al triennio 2014/2016. Viste le diverse metodologie di campionamento adottate e il ridotto numero di ricatture non è stato possibile effettuare una stima statistica attendibile ma ci si è basati solo sulla descrizione dei dati disponibili. La stima della sopravvivenza e della probabilità di cattura è stata effettuata considerando solo le tre campagne effettuate al Gorgo Tondo Basso, poiché nei Gorghi Tondi Medio-Alto sono state effettuate solo due campagne di monitoraggio (2015 e 2016). Come approccio modellistico è stato utilizzato il “Pollock's robust design”, che è quello che si avvicina maggiormente al disegno di campionamento utilizzato. Il Robust design è infatti una combinazione di modelli per popolazioni chiuse e aperte introdotto da POLLOCK (1982). Nel caso specifico la popolazione è stata considerata aperta nel periodo compreso tra ciascuna delle tre campagne annuali (sessioni primarie), mentre è stata considerata chiusa nel periodo compreso tra le diverse sessioni annuali (sessioni secondarie), come

già discusso in precedenza. Questo tipo di approccio permette di stimare, oltre all'abbondanza complessiva (N), anche la probabilità di cattura (p) il tasso di sopravvivenza (ϕ) e quello di emigrazione e immigrazione temporanea (KENDALL & HINES, 1997; KENDALL & NICHOLS, 1995). In realtà, il tasso di emigrazione e immigrazione, nel caso specifico dei dati risultano "non identificabili"; questo però non pregiudica la stima degli altri parametri, anche se bisogna considerare che la stima della sopravvivenza tiene conto anche della possibile emigrazione non distinguendola dalla mortalità.

Sono stati realizzati tre modelli, uno riferito all'intera popolazione e gli altri due riferiti rispettivamente ai soli maschi adulti e alle sole femmine adulte. Non è stato possibile realizzare un modello per gli esemplari giovani a causa del basso numero di ricatture totali (30% dell'intero campione). L'analisi è stata svolta utilizzando la funzione *robustd.t* del package "RCapture" (versione 1.4-2) per R 3.2.5 (R Development Core Team, 2015).

Questa funzione implementa la parametrizzazione log-lineare discussa in RIVEST & DAIGLE (2004). Per la selezione del modello delle sessioni secondarie si è proceduto come per la stima dell'abbondanza mediante l'Akaike Information Criterion (AIC). La presenza di eterogeneità è stata verificata utilizzando l'approccio grafico suggerito da BAILLARGEON & RIVEST (2007). L'adattamento del modello derivante dalla funzione *robustd.t* è stato valutato confrontando la sua devianza con un modello che include l'emigrazione temporanea attraverso l'Akaike Information Criterion (AIC), come suggerito da BAILLARGEON & RIVEST (2007).

Movimenti. I movimenti delle testuggini sono stati dedotti attraverso le ricatture effettuate nelle singole occasioni, considerando le tre sessioni di cattura effettuate nel 2015. Ogni ricatturata è stata associata alle coordinate della trappola e inserita in una banca dati spaziale realizzata con il software Qgis 2.8.2-Wien (QGIS Development Team, Open Source Geospatial Foundation). Il singolo spostamento è stato misurato attraverso la minima distanza lineare tra la cattura precedente e quella successiva. Per la stima dell'area di attività è stata considerata la distanza tra i due punti più distanti di cattura e ricattura (KORNILEV *et al.*, 2010). Eventuali differenze tra i sessi e tra i periodi (Maggio, Giugno e Luglio) per ciascun sito (Gorgo Tondo Basso e Gorgi Tondi Medio-Alto) sono state analizzate mediante l'utilizzo dell'analisi della varianza a due vie (two-way ANOVA).

Morfometria e condizione corporea. I dati raccolti riguardanti la taglia (SCL, CW e PH) e la massa (BM) sono stati analizzati per verificarne la normalità tramite il test del chi quadrato di Pearson e successivamente analizzati utilizzando il test t di Student. La struttura di popolazione è stata invece analizzata mediante un approccio grafico con l'utilizzo di classi di taglia (SCL) di 10 mm. E' stato inoltre utilizzato un indice di condizione corporea (BCI) per verificare l'eventuale esistenza di differenze tra i diversi mesi di attività.

L'indice di condizione corporea è stato calcolato come $(BCI = BM/SV)$, dove BM è la massa corporea (g) e SV (mm^3) è il volume dell'animale calcolato con la formula per un semi-ellissoide come suggerito da LOEHR *et al.* (2004) e parzialmente modificato, $[SV = (4 / 3 \times \pi \times SCL / 2 \times CW / 2 \times PH) / 2]$. Per questo tipo di analisi sono stati utilizzati anche i dati raccolti al Gorgo Tondo Basso nelle sessioni precedenti (Aprile, Giugno e Settembre) per ampliare lo spettro temporale. Per verificarne la fattibilità è stata analizzata l'esistenza di eventuali differenze tra gli anni sia per i maschi che per le femmine tramite l'analisi della varianza ad una via (one-way ANOVA), utilizzando giugno come mese di riferimento. La one-way ANOVA è stata inoltre utilizzata per verificare l'esistenza di differenze di BCI tra i diversi mesi sia per i maschi che per le femmine e per verificare l'eventuale differenza tra la lunghezza minima del carapace (SCL) tra le due popolazioni nei campionamenti del 2015 e del 2003. I dati del 2003 sono stati messi a disposizione dalla dott.ssa S. D'Angelo e dal dott.re Mario Lo Valvo. Tutte le analisi sono state precedute dalla verifica della normalità dei dati mediante un test del chi quadrato di Pearson e da un test F per verificare la similarità della varianza dei dati. L'ANOVA è stata poi seguita dal confronto con il metodo di Tukey-Kramer (Tukey post hoc). Tutte le analisi statistiche sono state realizzate con R 3.2.5 (R Development Core Team, 2015) fissando il grado di significatività a $p < 0,05$. I dati dello stesso animale raccolti in periodi diversi sono stati rimossi dalle analisi statistiche per evitare la pseudo-replicazione (HURLBERT, 1984).

Accrescimento. Per valutare se il tasso di crescita delle testuggini è differente tra i due siti (Gorgo Tondo Basso vs Gorgi Tondi Medio-Alto) è stato calcolato il tasso di crescita relativo istantaneo (RGR) (BRODY, 1945; COX *et al.*, 1991). Per il suo calcolo sono stati considerati i valori riguardanti la lunghezza minima del carapace (SCL, mm) delle testuggini catturate e ricatturate tra il 2015 e il 2016. Per ciascun individuo sono state utilizzate la prima misurazione e quella più recente, scartando quelle intermedie.

Nell'analisi sono stati considerati separatamente i maschi adulti e le femmine adulte, visto la diversità significativa nella taglia corporea (vedi cap. 3.1.2). Al fine di

ovviare ad un possibile errore indotto dalle dimensioni minori degli esemplari più anziani (vedi 3.1.2) sono stati considerati solo gli individui appartenenti alle classi 2 e 3. La variazione individuale del tasso di crescita è stata dunque calcolata utilizzando la formula proposta da BRODY (1945) e successivamente modificata da COX *et al.* (1991): $RGR = (\ln SCL_2 - \ln SCL_1)/(t_2 - t_1)$, dove SCL_1 rappresenta la lunghezza minima del carapace alla prima cattura, SCL_2 rappresenta la lunghezza minima del carapace all'ultima ricattura e $t_2 - t_1$ rappresenta l'intervallo di tempo trascorso tra le due misurazioni. Siccome le misurazioni non sono state effettuate tutte con lo stesso intervallo di tempo sono stati conteggiati i mesi a partire dalla prima sessione di campionamento, invece di utilizzare l'anno come parametro di tempo. I tassi di crescita negativi non sono stati considerati nell'analisi poiché probabili frutti di errori di misurazione. Sebbene l'analisi RGR consideri la crescita esponenziale, questa si verifica raramente (COX *et al.*, 1991). Ad ogni modo la regressione di RGR con SCL_1 permette di ottenere una stima del tasso di crescita ad una specifica lunghezza minima del carapace, permettendo una comparazione diretta tra individui aventi lunghezze minime del carapace sia simili che differenti (COX *et al.*, 1991).

Gli esemplari classificati come giovani sono stati considerati in entrambi i sessi, sulla base dell'assunto che le traiettorie di crescita giovanili non differiscano significativamente tra i sessi (DUNHAM & GIBBONS, 1990). Per verificare l'esistenza di un effetto del sito sul tasso di crescita (RGR) è stata utilizzata l'analisi della covarianza (ANCOVA). "RGR" è stata identificata come variabile dipendente, "SCL" come variabile indipendente e il "sito" (Gorgo Tondo Basso e Gorgi Tondi Medio-Alto) come variabile categorica. Inizialmente si è proceduto con la verificata dell'omogeneità della pendenza delle rette di regressione. Successivamente, se l'interazione tra SCL_1 e i siti non è risultata significativa ($p > 0,05$), è stata applicata un'ANCOVA per comparare l'intercetta della relazione RGR- SCL_1 tra i siti. Le analisi sono state effettuate con il software R versione 3.2.5 (R Development Core Team, 2015).

L'andamento della crescita è stato stimato mediante l'utilizzo del modello di von Bertalanffy (VBGM), già ampiamente utilizzato in altri studi sulla relazione tra taglia corporea ed età di diverse specie di cheloni (LOVICH *et al.*, 1990, LITZGUS & BROOKS, 1998, ÇIÇEK *et al.*, 2016). Questi tipi di modelli sono generalmente utilizzati in studi ecologici di rettili e anfibi per stimare l'età e la taglia di raggiungimento della maturità sessuale o per comparare la crescita in condizioni ecologiche differenti o tra sessi e popolazioni differenti (LOVICH *et al.*, 1990; BROWN *et al.*, 1994). L'età degli individui è stata stimata mediante il conteggio degli anelli di arresto (*annuli*) della crescita presenti sugli scuti pettorali o

addominali del piastrone (KELLER *et al.*, 1998). ÇIÇEK *et al.* (2016) hanno dimostrato che per la congenera *Emys orbicularis* questo è un metodo altamente attendibile comparandolo con uno studio scheletro-cronologico. Il numero massimo di anelli che è stato possibile contare è stato di nove, dopodiché l'usura del piastrone non ha permesso una stima attendibile dell'età degli individui. I dati sono stati separati in due gruppi in base al sito di provenienza dell'individuo (Gorgo Tondo Basso vs Gorgi Tondi Medio-Alto). Per la SCL di partenza, non avendo a disposizione neonati dei due siti, sono state utilizzate le misure degli individui nati al centro di allevamento per entrambi i siti. A causa dell'impossibilità di poter assegnare con certezza gli individui giovani ad un sesso (vedi cap. 3.1.1) non è stato possibile realizzare dei modelli di crescita che ne tenessero conto e ci si è basati sull'assunto che le traiettorie di crescita giovanili non differiscono significativamente tra i sessi (DUNHAM & GIBBONS, 1990).

L'equazione generale di von Bertalanffy è: $SCL = a(1 - be^{-kt})$, dove SCL è la lunghezza minima del carapace, a è la lunghezza sintopica del carapace, b è un parametro relativo alla lunghezza alla nascita, e è la base dell'logaritmo naturale, k è il fattore di crescita intrinseco e t è l'età in anni. Trattandosi di un modello non lineare per la stima dei parametri è stata utilizzata la statistica non lineare, attraverso la stima dei parametri e del loro intervallo di confidenza (95%) con il metodo della regressione non lineare dei minimi quadrati utilizzando il pacchetto FSA (OGLE, 2012) in R version 3.2.5 (R Development Core Team, 2015). La funzione *predict* è stata utilizzata per stimare l'età di raggiungimento della maturità sessuale, utilizzando come misura di riferimento il maschio e la femmina che presentavano la SCL minima tra gli esemplari di classe 3 (vedi 3.1.1).

Infine, seppur trattandosi di un numero limitato di dati, è stata effettuata un'analisi tramite un approccio grafico dei differenti tassi di crescita relativi (RGR) dal 2010 (D'ANGELO, 2013) al 2015, tra gli animali che sono rimasti fedeli al sito di cattura originario e quelli che si sono spostati dal Gorgo Tondo Basso ai Gorgi Tondi Medio-Alto o viceversa.

3.1.2 Risultati

Stima dell'abbondanza

Gorgo Tondo Basso. Sono state effettuate un totale di 640 catture (314 in Maggio, 141 in Giugno e 179 in Luglio) di 410 testuggini differenti; tra queste 32 erano già state marcate in studi precedenti. In totale sono stati catturati 277 maschi, 94 femmine e 39 giovani con una *sex ratio* complessiva di 2,9:1, con i giovani rappresentano il 9% del campione. La *sex ratio* varia però significativamente tra i periodi (Chi-quadrato = 9,8167, $p < 0,01$), con valori minori a luglio (2:1) rispetto a maggio (3,9:1) e giugno (4,1:1). Il numero di testuggini catturate per periodo differisce significativamente sia per le femmine adulte (Chi-quadrato = 11,4211, $p < 0,01$) sia per i maschi adulti (Chi-quadrato = 46,3306, $p < 0,001$), con valori simili in maggio e luglio e minori in giugno per le femmine e maggiori in maggio rispetto a giugno e luglio per i maschi (Fig. 39).

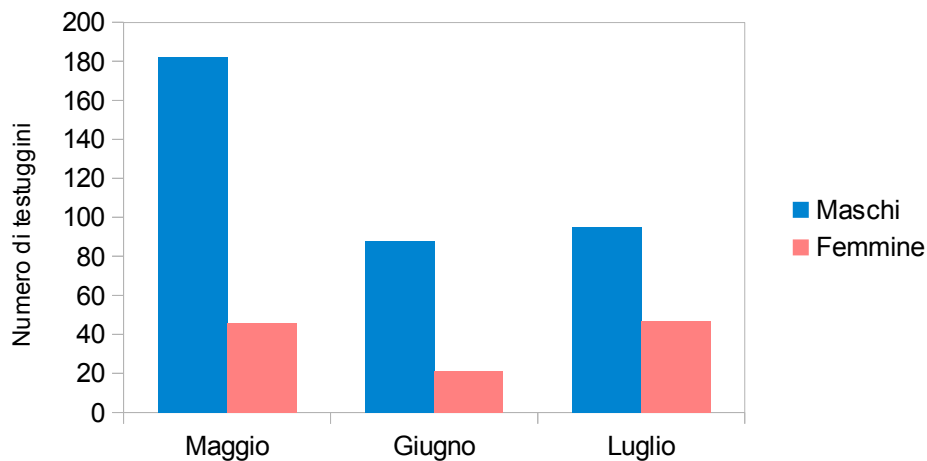


Fig. 39 – numero di testuggini catturate nel 2015 suddivise per sesso e mese (Gorgo Tondo Basso)

Il Closure test supporta l'ipotesi iniziale che considera la sottopopolazione chiusa durante le tre sessioni di campionamento (Chi-quadrato = 5,46024, $p = 0,06521$). In accordo con il criterio AIC l'abbondanza della sottopopolazione è stata stimata pari a 719 ± 47 individui, selezionando il modello con probabilità di cattura variabile nel tempo Mt (Tab. 5). Questo risultato permette di estrapolare la densità in base ai risultati ottenuti nell'analisi spaziale (cap 2.3.) che è stimata in circa 234,2 ind/ha, considerando solo le

acque profonde e basse. Se si amplia l'area potenziale, includendo anche la vegetazione idrofila, si ottiene una stima di 112,7 ind/ha,

Tab. 5 – Confronto tra i differenti modelli di stima dell'abbondanza (Gorgo Tondo Basso, 2015)

Modello	Abbondanza	S. E.	df	AIC
M_0	758,3	51,5	5	123,38
M_t	718,6	47,1	3	53,24
$M_{h \text{ Chao (LB)}}$	779,6	61	4	124,74
$M_{h \text{ Poisson2}}$	840,5	130,3	4	124,74
$M_{h \text{ Darroch}}$	911,5	238,5	4	124,74
$M_{h \text{ Gamma3,5}}$	995,3	385,6	4	124,74
$M_{th \text{ Chao (LB)}}$	741,5	55,7	2	54,27
$M_{th \text{ Poisson2}}$	811,1	121,8	2	54,27
$M_{th \text{ Darroch}}$	895,3	231	2	54,27
$M_{th \text{ Gamma3,5}}$	998,5	387,9	2	54,27
M_b	478,8	18,7	4	85,41

Gorgi Tondi Medio-Alto. Sono state effettuate un totale di 227 catture (81 in Maggio, 57 in Giugno e 89 in Luglio) di 82 testuggini differenti; tra queste 16 erano già state marcate in studi precedenti. In totale sono stati catturati 48 maschi adulti, 21 femmine adulte e 13 giovani con una *sex ratio* complessiva di 2,3:1. Questa non varia significativamente tra i periodi (Chi-quadrato = 1,5705, $p = 0,456$), sebbene si riscontrino valori minori a luglio (1,9:1) rispetto a maggio (2,8:1) e giugno (3,6:1). Il numero di testuggini catturate per periodo non differisce significativamente sia per le femmine (Chi-quadrato = 1,7714, $p = 0,4124$) sia per i maschi (Chi-quadrato = 1,4565, $p = 0,4827$), sebbene siano stati rilevati valori simili in maggio e luglio e minori in giugno per le femmine e maggiori in maggio rispetto a giugno e luglio per i maschi (Fig. 40).

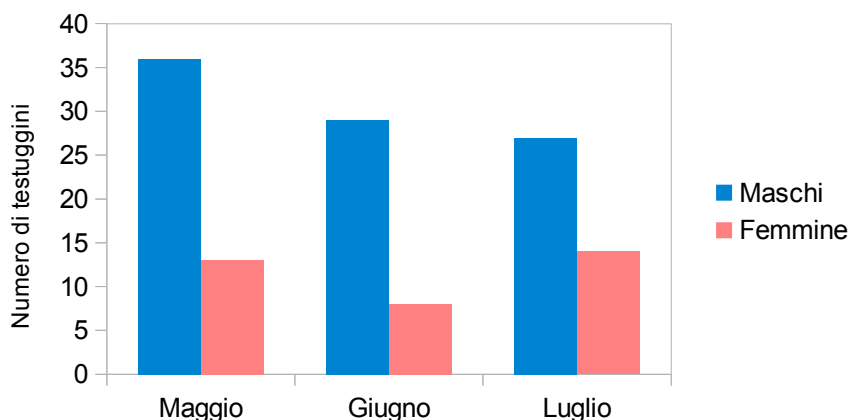


Fig. 40 – numero di testuggini catturate nel 2015 suddivise per sesso e mese (Gorgi Tondi Medio-Alto)

I giovani rappresentano il 16% del campione. Il Closure test supporta l'ipotesi iniziale che considera la sottopopolazione chiusa durante le tre sessioni di campionamento (Chi-quadrato = 0,08416, $p = 0,95879$). In accordo con il criterio AIC l'abbondanza della sottopopolazione è stata stimata pari a 85 ± 3 individui, selezionando il modello con probabilità di cattura dipendente dal comportamento, in cui le catture precedenti influenzano il comportamento degli individui nelle occasioni successive M_b (Tab. 6).

Questo risultato permette di estrapolare la densità in base ai risultati ottenuti nell'analisi spaziale (cap 2.3) che è stimata in circa 17,3 ind/ha, considerando solo le acque profonde e basse. Se si amplia l'area includendo anche la vegetazione idrofila si ottiene una stima di 10,3 ind/ha.

Tab. 6 – Confronto tra i differenti modelli di stima dell'abbondanza (Gorghi Tondi Medio-Alto, 2015)

Modello	Abbondanza	S. E.	df	AIC
M_0	90,5	3,9	5	42,032
M_t	90,0	3,7	3	40,940
M_h Chao (LB)	93,3	5,6	4	42,868
M_h Poisson2	96,5	9,2	4	42,868
M_h Darroch	100,6	15,2	4	42,868
M_h Gamma3.5	106,0	24,6	4	42,868
M_{th} Chao (LB)	92,8	5,4	2	41,620
M_{th} Poisson2	96,1	8,9	2	41,620
M_{th} Darroch	100,3	15,0	2	41,620
M_{th} Gamma3.5	106,0	24,6	2	41,620
M_b	85,3	2,6	4	39,855

Gorgo Tondo Basso. La sottopopolazione è caratterizzata da una dominanza di testuggini (72%) con un SCL compreso tra 110 e 129,9 mm (Fig. 41).

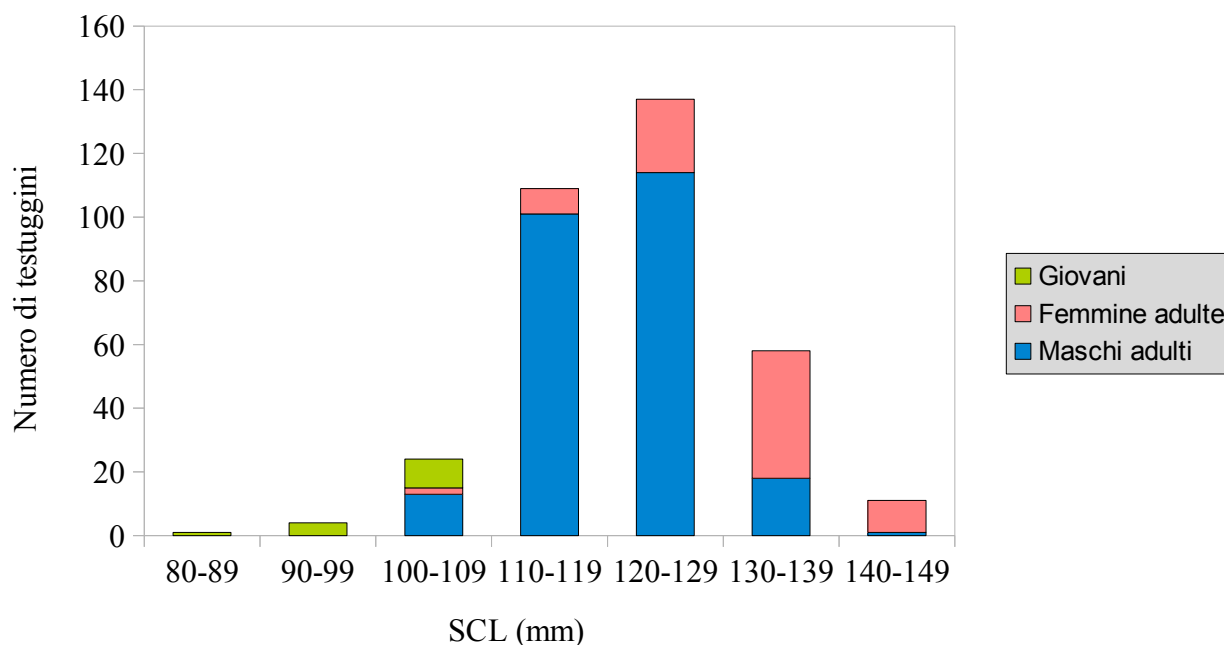


Fig. 41 – Struttura della sottopopolazione di *Emys trinacris* del Gorgo Tondo Basso

La classe maggiormente rappresentata nei maschi ha un range compreso tra 120 – 129,9 mm (46%) mentre nelle femmine tra 130 – 139,9 mm (48%) e nei giovani tra 100 – 109,9 mm (64%). Le femmine sono più pesanti (t-test = 14,716, $p < 0,001$) e grandi dei maschi sia in termini di lunghezza (t-test = 9,991, $p < 0,001$) e larghezza (t-test = 7,239, $p < 0,001$) del carapace e altezza (t-test = 16,950, $p < 0,001$) (Tab. 7).

Tab. 7 – Dati biometrici di sintesi della sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso (Anno 2015). SCL: lunghezza minima del carapace; CW: larghezza massima del carapace; PH: altezza del carapace; BM = massa corporea

	SCL medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=83)	130,3	0,9	105,8	146,7
Maschi adulti (n=247)	120,1	0,4	104,4	141,1
Giovani (n=14)	102,3	1,9	87,2	108,5
<hr/>				
	CW medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=71)	102,2	0,9	77,6	121,3
Maschi adulti (n=189)	94,8	0,5	72,8	110,0
Giovani (n=12)	82,9	1,9	71,9	91,8
<hr/>				
	PH medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=71)	50,9	0,4	43,0	59,7
Maschi adulti (n=189)	42,8	0,2	36,0	49,9
Giovani (n=12)	36,1	0,8	31,1	40,7
<hr/>				
	BM medio (g)	S. E.	Min (g)	Max (g)
Femmine adulte (n=81)	402,6	7,5	229,0	583,0
Maschi adulti (n=194)	283,1	3,0	192,0	414,0
Giovani (n=13)	180,1	12,1	96,0	235,0

Considerando le quattro classi di età individuate nel 2016 (vedi 3.1.1) si può osservare come al gruppo che riunisce gli individui più vecchi (classe 4) appartengano animali di dimensioni minori in termini di SCL rispetto agli individui più giovani (classe 3) sia per quanto riguarda i maschi (t-test = -4,7188, $p < 0,001$) sia per quanto riguarda le femmine (t-test = -2,1882, $p < 0,05$) (Fig. 42).

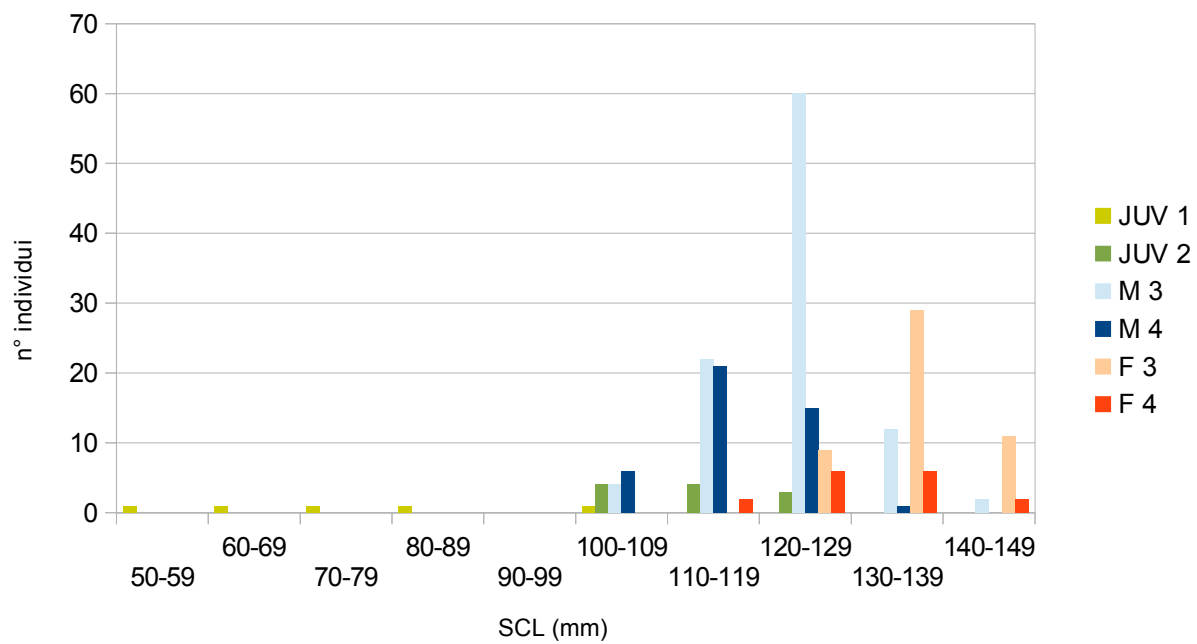


Fig. 42 – Numero di individui per classi di taglia e stadi di sviluppo, Gorgo Tondo Basso (Anno 2016)



Fig. 43 – Evidente differenza di taglia tra un maschio di stadio 4 (sinistra) e un maschio di stadio 3 (destra)

Tab. 8 – Dati morfometrici di sintesi dei maschi appartenenti agli stadi 3 e 4, GT Basso (Anno 2016)

Maschi				
Stadio	SCL Medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
4 (n=43)	116,9	1,1	102,4	133,8
3 (n=99)	122,9	0,7	102,8	141,1

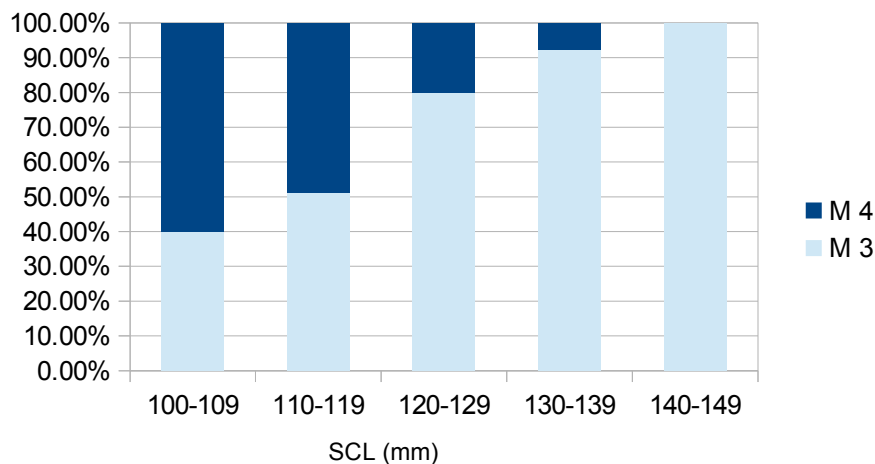


Fig. 44 – Frequenza degli stadi 3 e 4 per classi di taglia, maschi GT Basso (Anno 2016)

Tab. 9 – Dati morfometrici di sintesi delle femmine appartenenti agli stadi 3 e 4, GT Basso (Anno 2016)

Femmine				
Classe	SCL Medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
4 (n=16)	130,1	2,3	112,1	146,0
3 (n=49)	135,3	0,8	123,8	147,7

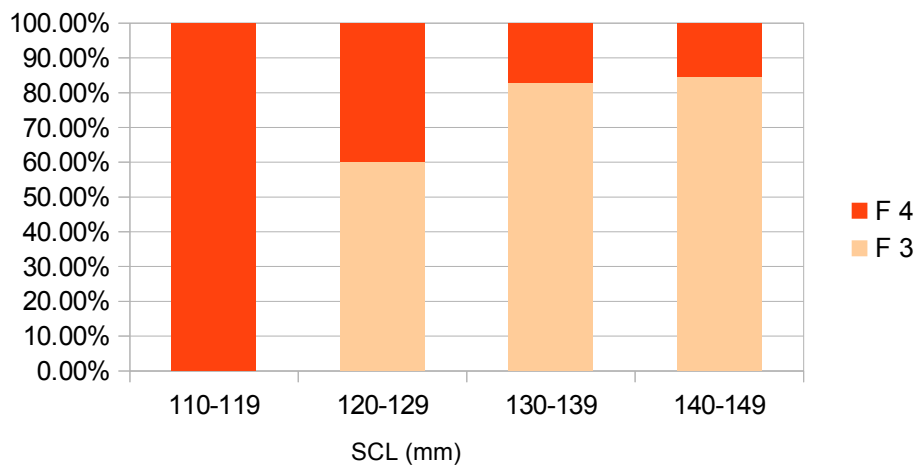


Fig. 45 – Frequenza degli stadi 3 e 4 per classi di taglia, femmine GT Basso (Anno 2016)

Il BCI delle femmine (Fig. 46b) è risultato minore in maggio e luglio e maggiore in giugno senza però alcuna significatività ($F_{4,108} = 0,186$, $p = 0,945$) mentre i maschi hanno mostrato un variazione significativa ($F_{4,249} = 3,797$, $p < 0,01$) con i valori maggiori in Aprile e Giugno (Fig. 46a), che differiscono da Maggio (Tukey, $p < 0,05$). Considerando tutti e tre i periodi, il BCI medio delle femmine adulte ($0,072920 \pm 0,00157 \text{ g/mm}^3$) è maggiore di quello dei maschi adulti ($0,05085 \pm 0,00607 \text{ g/mm}^3$), mentre quello dei giovani è minore di entrambi ($0,03674 \pm 0,00134 \text{ g/mm}^3$).

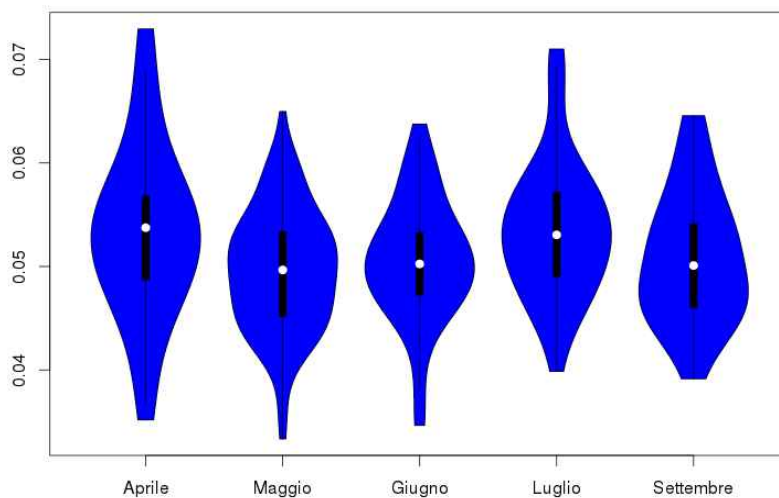


Fig. 46a – Violin plot della variazione mensile del BCI (maschi, GT Basso)

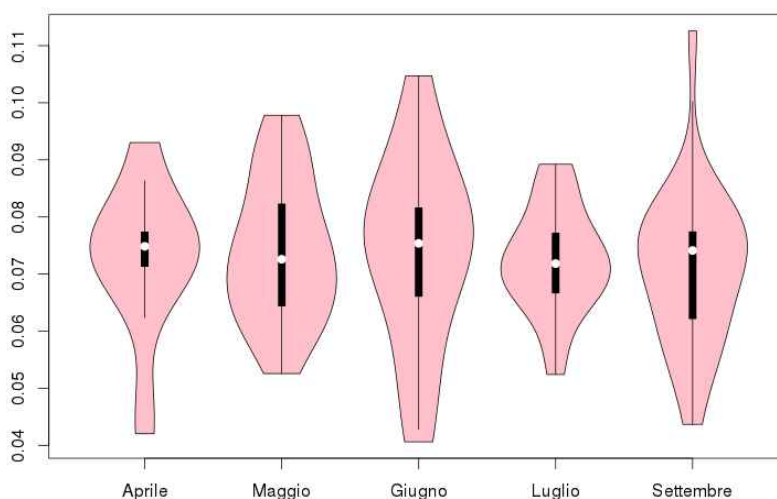


Fig. 46b – Violin plot della variazione mensile del BCI (femmine, GT Basso)

Gorghi Tondi Medio-Alto. La sottopopolazione è caratterizzata da una dominanza di testuggini (76%) con un SCL compreso tra 100 e 119,9 mm (Fig. 47).

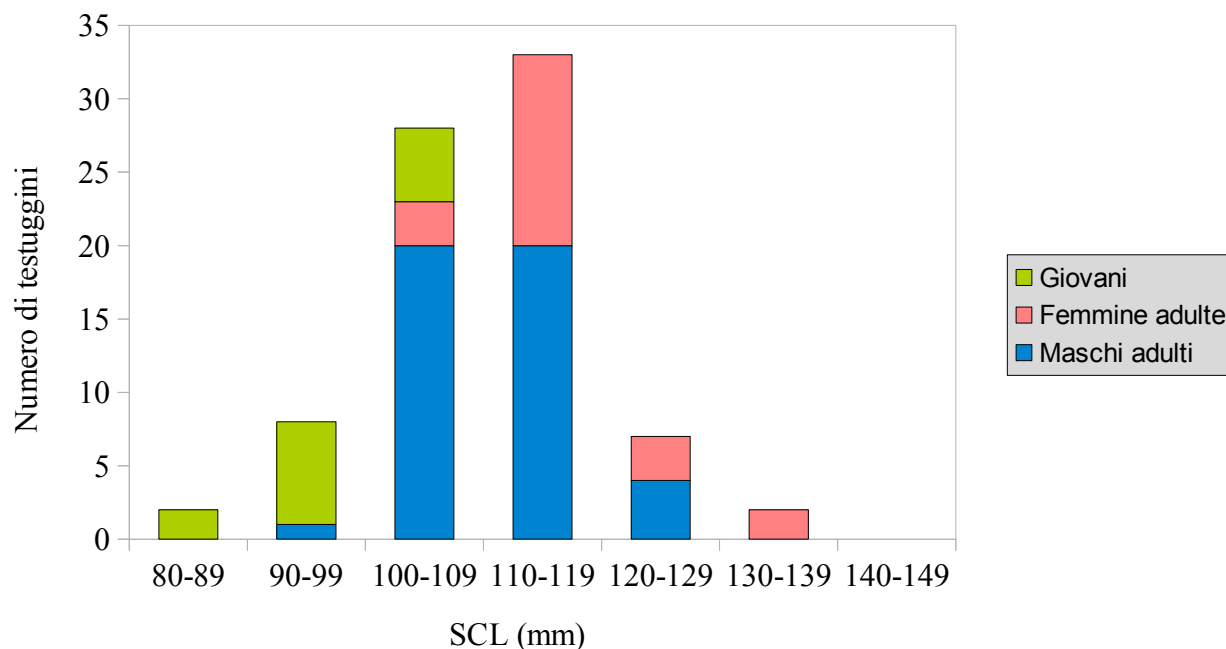


Fig. 47 – Struttura della sottopopolazione di *Emys trinacris* dei Gorghi Tondi Medio-Alto

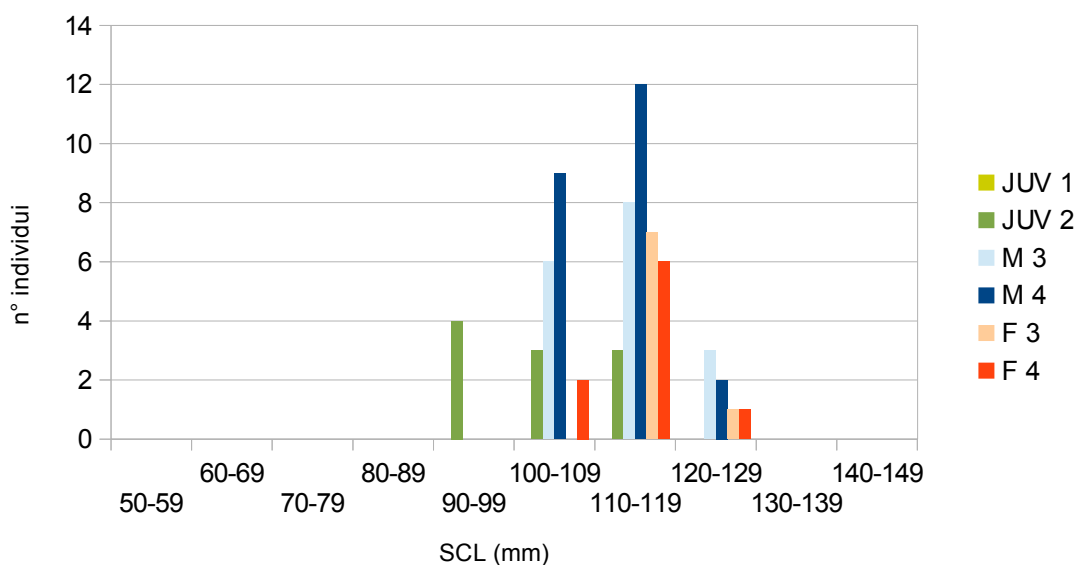
La classe maggiormente rappresentata nei maschi adulti ha un range compreso tra 100 – 119,9 mm (89%) mentre nelle femmine adulte tra 110 – 119,9 mm (62%) e nei giovani tra 90 – 99,9 mm (50%). Le femmine sono più pesanti (t-test = -5,0911, $p < 0,001$) e grandi dei maschi sia in termini di lunghezza (t-test = -2,7857, $p < 0,001$) e larghezza (t-test = 7,239, $p < 0,001$) del carapace e altezza (t-test = -4,1069, $p < 0,001$) (Tab. 10).

Considerando le quattro classi di età individuate nel 2016 (vedi 3.1.1) si può osservare come non vi siano differenze significative tra gli esemplari più vecchi (classe 4) e quelli più giovani (classe 3) sia per quanto riguarda i maschi (t-test = -0,235, $p = 0,815$) sia per quanto riguarda le femmine (t-test = -0,263, $p = 0,7962$).

Tab. 10 – Dati biometrici di sintesi della sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto (Anno 2015).

	SCL medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=21)	116,5	1,7	106,2	132,1
Maschi adulti (n=45)	111,1	0,9	99,7	124,9
Giovani (n=13)	96,7	1,8	86,9	108,0
	CW medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=21)	93,7	1,3	84	102
Maschi adulti (n=45)	87,6	0,7	71,4	101,5
Giovani (n=13)	80	1,7	69,4	89,1
	PH medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
Femmine adulte (n=21)	47,0	0,8	40,2	55,0
Maschi adulti (n=45)	39,9	0,4	34,6	46,3
Giovani (n=13)	36,1	0,6	32,0	38,8
	BM medio (g)	S. E.	Min (g)	Max (g)
Femmine adulte (n=21)	294,7	12,8	211	422
Maschi adulti (n=45)	223,2	5,7	154	310
Giovani (n=13)	160,5	7,7	117	203

Fig. 48 – Numero di individui per classi di taglia e stadi di sviluppo, Gorghi Tondi Medio - Alto (Anno 2016)



Tab. 11 – Dati morfometrici di sintesi dei maschi appartenenti agli stadi 3 e 4, GT Medio-Alto (Anno 2016)

Maschi				
Classe	SCL Medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
4 (n=23)	112,5	1,2	100,2	123,1
3 (n=17)	112,9	1,4	104,5	123,3

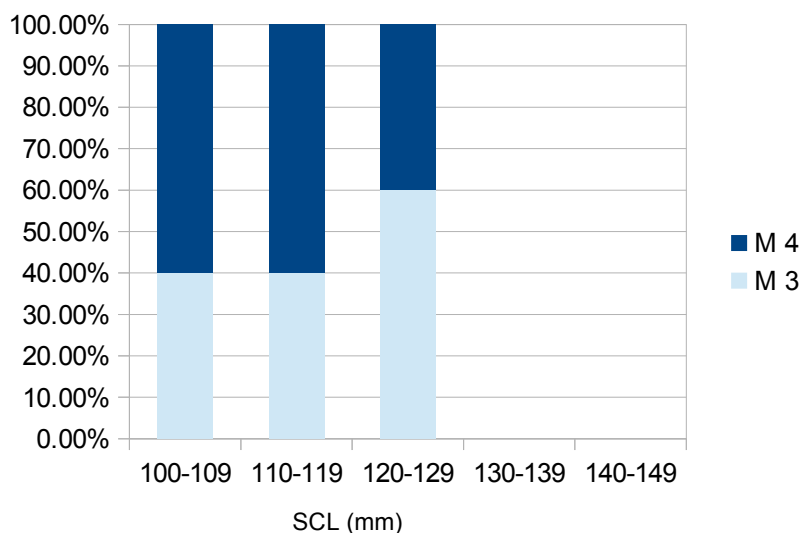


Fig. 49 – Frequenza degli stadi 3 e 4 per classi di taglia, maschi GT Medio-Alto (Anno 2016)

Tab. 12 – Dati morfometrici di sintesi delle femmine appartenenti agli stadi 3 e 4, GT Medio-Alto (Anno 2016)

Femmine				
Classe	SCL Medio (mm)	S. E.	Min (mm)	Max (mm)
4 (n=9)	115,1	1,6	107,6	123,5
3 (n=8)	115,7	1,4	110,3	122,3

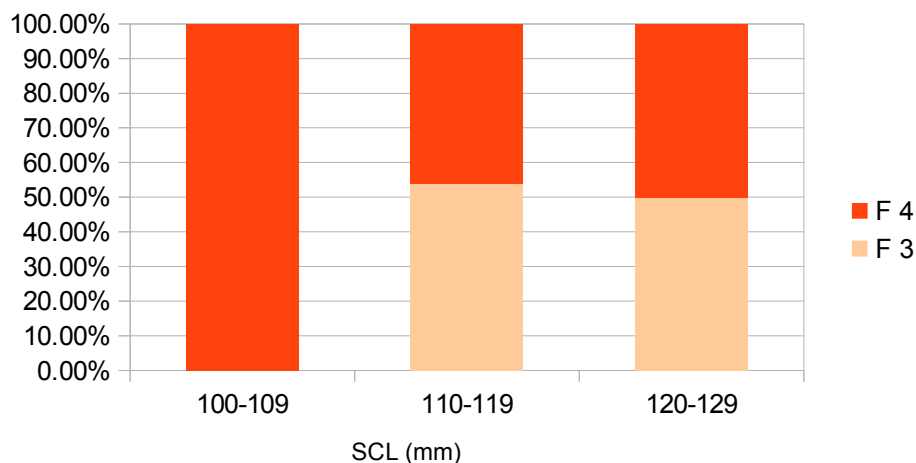


Fig. 50 – Frequenza degli stadi 3 e 4 per classi di taglia, femmine GT Basso (Anno 2016)

Il BCI medio delle femmine (Fig. 51b) è risultato minore in giugno e maggiore in luglio e maggio senza però alcuna differenza significatività ($F_{4,21} = 0,398$, $p = 0,677$), come nei maschi ($F_{4,47} = 0,217$, $p = 0,805$) che hanno mostrato valori maggiori in giugno rispetto a maggio e luglio (Fig. 51a). Considerando tutti e tre i periodi, il BCI medio delle femmine adulte ($0,06021 \pm 0,00984 \text{ g/mm}^3$) è maggiore di quello dei maschi adulti ($0,04377 \pm 0,00683 \text{ g/mm}^3$), mentre quello dei giovani è minore di entrambi ($0,03552 \pm 0,00385 \text{ g/mm}^3$).

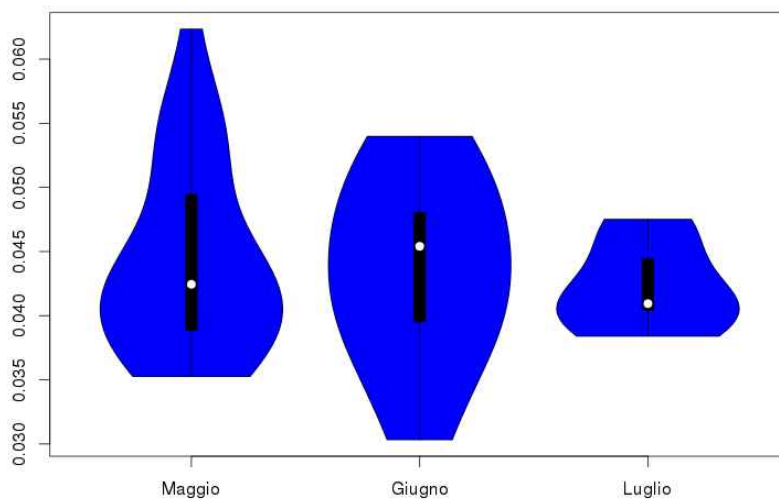


Fig. 51a – Violin plot della variazione mensile del BCI (maschi, GT Medio-Alto)

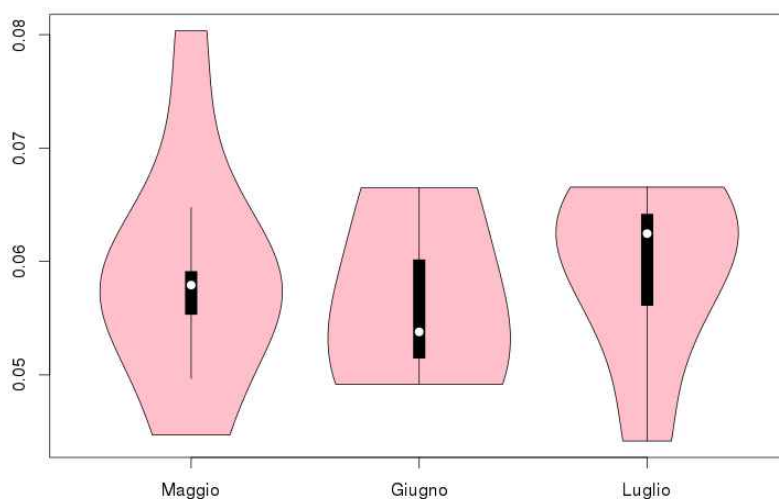


Fig. 51b – Violin plot della variazione mensile del BCI (femmine, GT Medio-Alto)

Particolare interesse riveste l'analisi delle dimensioni corporee in termini di SCL delle due sottopopolazioni anche in relazione ai campionamenti condotti nel 2003.

Dall'esame dei risultati sia per quanto riguarda i maschi adulti sia per le femmine adulte emerge una differenza di taglia (SCL) altamente significativa tra gli individui dei Gorgi Tondi Medio-Alto e del Gorgo Tondo Basso, con gli ultimi che raggiungono dimensioni mediamente superiori (Fig. 52a,b).

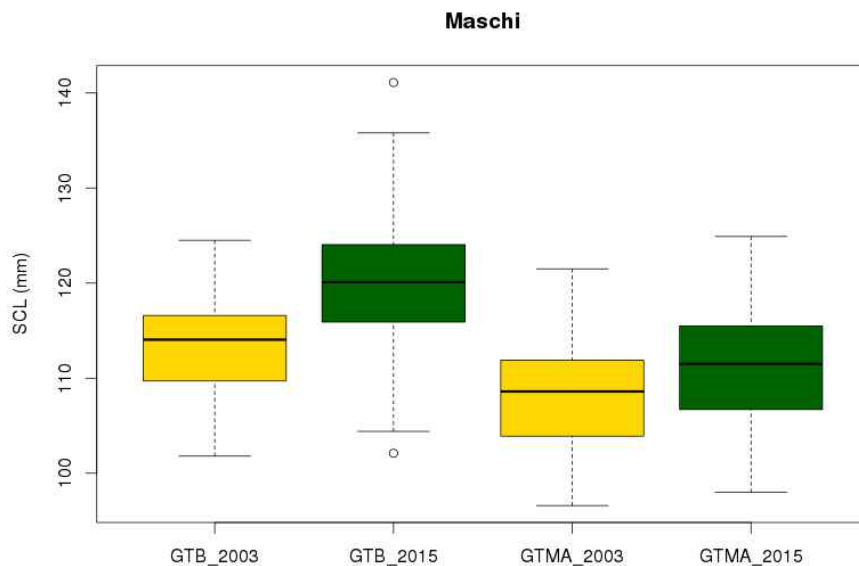


Fig. 52a – Boxplot delle SCL dei maschi adulti, Gorgo Tondo Basso 2003 e 2015, Gorgi Tondi Medio-Alto 2003 e 2015

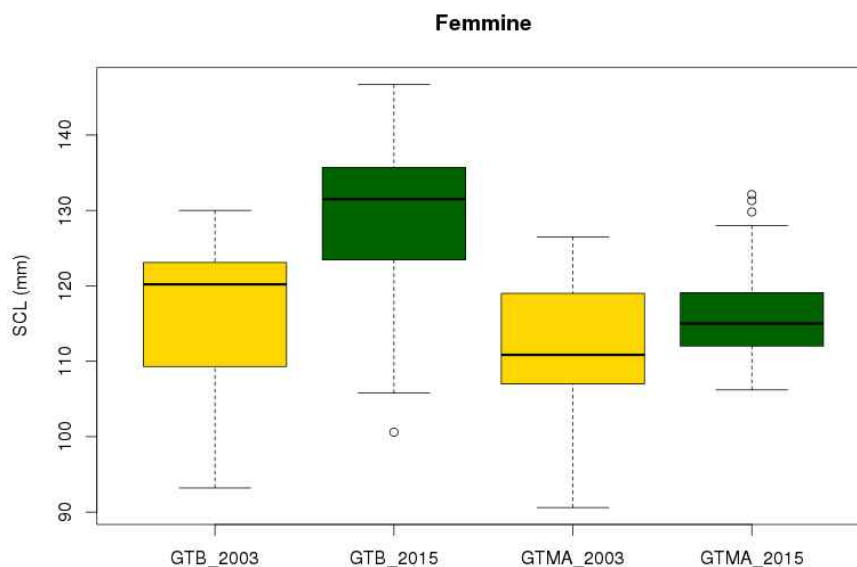


Fig. 52b – Boxplot delle SCL delle femmine adulte, Gorgo Tondo Basso 2003 e 2015, Gorgi Tondi Medio-Alto 2003 e 2015

Risultano inoltre altamente significative le differenze di taglia tra il campionamento 2003 e 2015 nel Gorgo Tondo Basso mentre non si hanno differenze significative tra i campionamenti 2003 e 2015 per i Gorghi Tondi Medio-Alto e tra il Gorgo Tondo Basso 2003 e i Gorghi Tondi Medio-Alto 2003 e 2015, ad eccezione di una lieve significatività per i maschi tra il campionamento 2003 dei Gorghi Tondi Medio-Alto e del Gorgo Tondo Basso (Tab. 13 e 14).

Tab. 13 – Confronto con il metodo di Tukey-Kramer tra le lunghezze minime del carapace (SCL) dei maschi adulti

Confronti	p
Gorgo Tondo Basso 2015 vs Gorghi Tondi Medio-Alto 2015	< 0,001***
Gorgo Tondo Basso 2015 vs Gorgo Tondo Basso 2003	< 0,001***
Gorghi Tondi Medio-Alto 2015 vs Gorghi Tondi Medio Alto 2003	0,26
Gorghi Tondi Medio Alto 2003 vs Gorgo Tondo Basso 2003	0,01*
Gorghi Tondi Medio-Alto 2015 vs Gorgo Tondo Basso 2003	0,4
Gorghi Tondi Medio Alto 2003 vs Gorgo Tondo Basso 2015	< 0,001***

Tab. 14 – Confronto con il metodo di Tukey-Kramer tra le lunghezze minime del carapace (SCL) delle femmine adulte

Confronti	p
Gorgo Tondo Basso 2015 vs Gorghi Tondi Medio-Alto 2015	< 0,001***
Gorgo Tondo Basso 2015 vs Gorgo Tondo Basso 2003	< 0,001***
Gorghi Tondi Medio-Alto 2015 vs Gorghi Tondi Medio Alto 2003	0,45
Gorghi Tondi Medio Alto 2003 vs Gorgo Tondo Basso 2003	0,55
Gorghi Tondi Medio-Alto 2015 vs Gorgo Tondo Basso 2003	1
Gorghi Tondi Medio Alto 2003 vs Gorgo Tondo Basso 2015	< 0,001***

Accrescimento

In totale sono stati utilizzati i dati relativi a 79 maschi “adulti+giovani” (61 del Gorgo Tondo Basso e 18 dei Gorghi Tondi Medio-Alto) e a 41 femmine “adulte+giovani” (27 del Gorgo Tondo Basso e 14 dei Gorghi Tondi Medio Alto). Nel primo modello sia per i maschi sia per le femmine (modello 1, Tabella 15; modello 3, Tabella 16), l’interazione tra la variabile indipendente (SCL) e la variabile categorica (Sito) non è risultata significativa, indicando come le pendenze delle regressioni siano omogenee. Pertanto, in entrambi i siti, sia per i maschi sia per le femmine, il tasso di crescita si riduce progressivamente e in egual modo man mano che l’individuo cresce. Il secondo modello (modello 2 per i maschi e modello 4 per le femmine) mostra che la variabile categorica (Sito) ha un effetto significativo sulla variabile dipendente (RGR), come peraltro rappresentato nella figura 53 (A e B) che può essere interpretato come una differenza significativa delle intercette delle rette di regressione del Gorgo Tondo Basso e dei Gorghi Tondi Medio-Alto. In entrambi i siti, sia per i maschi che per le femmine, gli individui pur avendo un tasso di crescita che si riduce in modo simile col progredire della taglia corporea questo mostra dei valori significativamente maggiori nel Gorgo Tondo Basso rispetto ai Gorghi Tondi Medio-Alto.

Tab. 15 – ANCOVA maschi

Modello	F	g.l.	p
Modello 1 (test per l’interazione)			
SCL ₁	20,03	1	< 0,001**
Sito	13,17	1	< 0,001**
SCL ₁ x Sito	1,5	1	0,22
Modello 2 (senza interazione)			
SCL ₁	19,89	1	< 0,001**
Sito	13,08	1	< 0,001**

Tab. 16 – ANCOVA femmine

Modello	F	g.l.	p
Modello 3 (test per l’interazione)			
SCL ₁	14,39	1	< 0,001**
Sito	19,84	1	< 0,001**
SCL ₁ x Sito	0,69	1	0,41
Modello 4 (senza interazione)			
SCL ₁	14,51	1	< 0,001**
Sito	20	1	< 0,001**

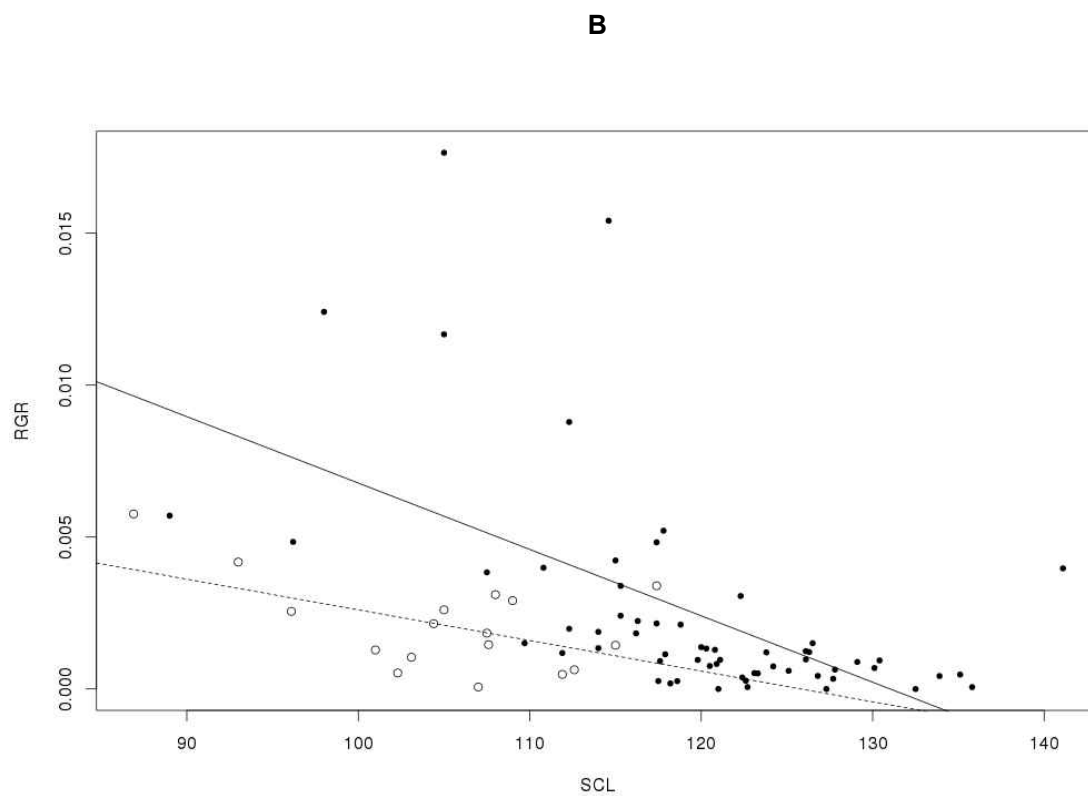
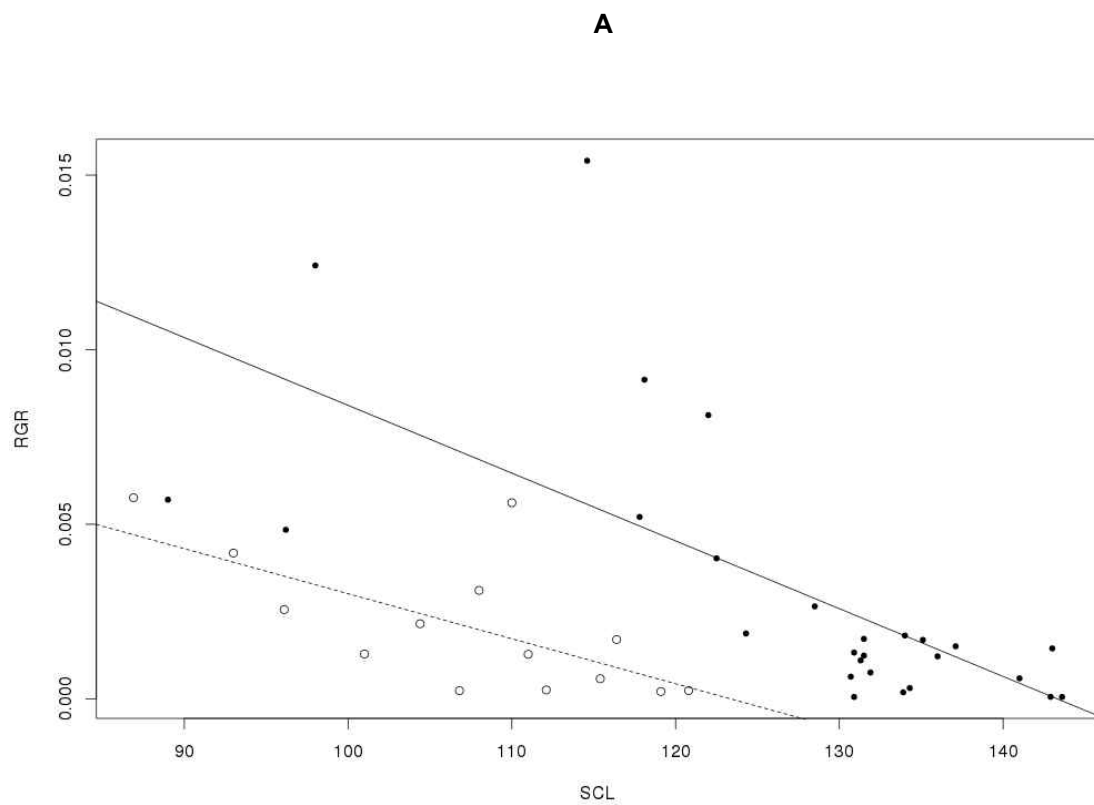


Fig. 53 – Regressione tra il tasso di crescita relativo istantaneo (RGR) e la lunghezza minima del carapace (SCL, mm) alla prima cattura per le femmine (**A**) e per i maschi (**B**). Gorgo Tondo Basso (linea tratteggiata e cerchi pieni). Gorgi Tondi Medio-Alto (linea punteggiata e cerchi vuoti)

L'esame delle curve di crescita con i relativi intervalli di confidenza al 95% dei due siti evidenzia come il modello per il Gorgo Tondo Basso (nero) risulti maggiormente attendibile rispetto a quello per i Gorghi Tondi Medio-Alto (rosso), che risulta più incerto a causa del numero inferiore di dati a disposizione (Fig. 54).

Esaminando l'andamento delle curve si può osservare come il tasso di crescita degli individui del Gorgo Tondo Basso sia superiore a quello del Gorghi Tondi Medio-Alto fino a circa il settimo anno di età, quando la curva riferita al Gorghi Tondi Medio-Alto (linea rossa intera) rientra nell'intervallo di confidenza della curva di crescita del Gorgo Tondo Basso (linea nera tratteggiata).

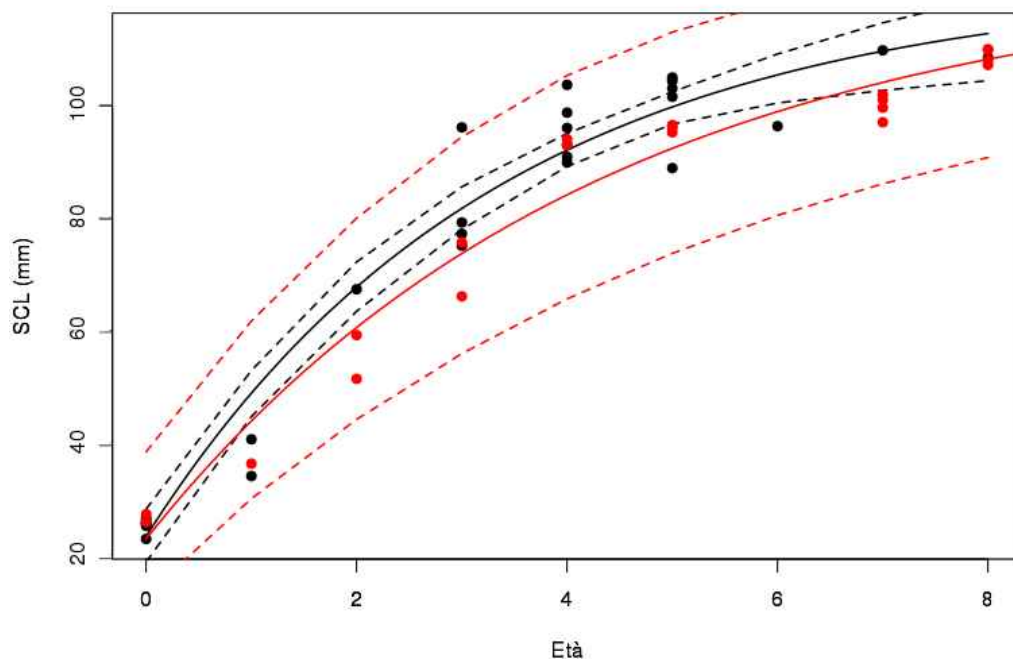


Fig. 54 – Curve di crescita (SCL) predette dal modello di von Bertalanffy per la sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso (linea nera continua, n=28) e dei Gorghi Tondi Medio-Alto (linea rossa continua, n=16) con i relativi intervalli di confidenza al 95%(linee tratteggiate)

La stima del raggiungimento della maturità sessuale utilizzando il modello di crescita del Gorgo Tondo Basso, risulta compresa tra i cinque e i sei anni per i maschi ($SCL_{\min} = 102,8$ mm) e tra i sette e gli otto anni ($SCL_{\min} = 112,1$ mm) per le femmine. Il modello per il Gorgo Tondo Basso sembra, sebbene sia inficiato dall'impossibilità di distinguere tra maschi e femmine, abbastanza attendibile per l'intervallo di tempo considerato poiché in prossimità della presunta maturità sessuale il tasso di crescita si riduce rispetto ai primi anni di vita. Ad ogni modo va sottolineata l'alta variabilità individuale che, però sembra comunque rientrare nel maggior tasso di crescita degli individui del

Gorgo Tondo Basso rispetto a quelli dei Gorghi Tondi Medio-Alto, come evidenziato dalle distanze tra gli anelli di arresto (*annuli*) della crescita degli individui in figura 56 e 57.

Queste considerazioni sono ulteriormente rafforzate dai dati di confronto tra gli accrescimenti nei due siti tra il 2010 e il 2015 (Fig. 55). Seppure si tratti di pochi individui e pertanto non confrontabili statisticamente, dal grafico è possibile osservare il maggiore tasso di crescita (RGR) degli individui del Gorgo Tondo Basso. Inoltre è interessante osservare l'ampia differenza di accrescimento tra l'individuo migrato dai Gorghi Tondi Medio-Alto al Gorgo Tondo Basso rispetto ai tre che hanno compiuto il percorso inverso.

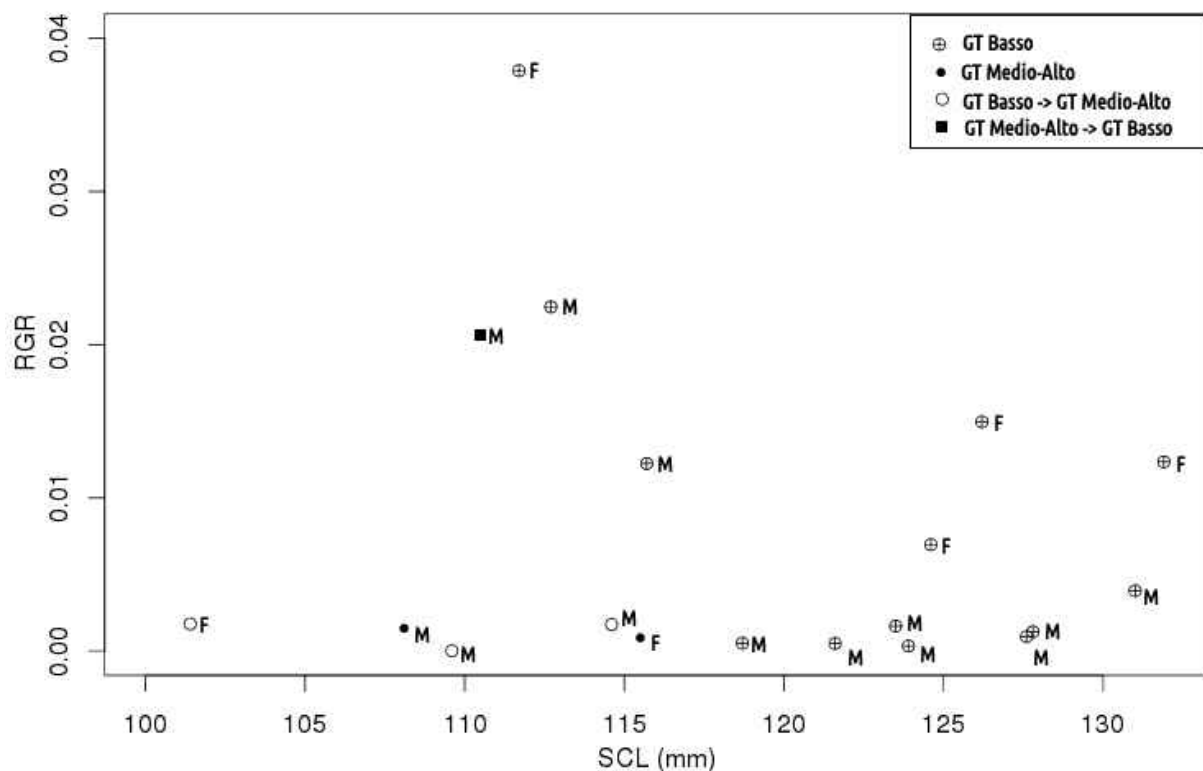


Fig. 55 – Plot tra il tasso di crescita relativo istantaneo (RGR) e la lunghezza minima del carapace (SCL, mm) alla prima cattura. RGR più elevati indicano un tasso maggiore di crescita



Fig. 56 – Gorghi Tondi Medio-Alto, individuo 578, classe 2, SCL = 107,2 mm, Età = 8 anni.



Fig. 57 – Gorgo Tondo Basso, individuo 581, classe 1, SCL= 101,0 mm, Età = 4 anni

Movimenti

Gorgo Tondo Basso. Esaminando la figura 59 si può notare come il maggior numero di individui sia stato catturato nei settori occidentali della zona umida, caratterizzati dalla presenza di acque basse. L'avanzare dell'estate e il parziale ritiro delle acque da questa ampia area ha fatto sì che il numero maggiore di catture si sia avuto in prossimità dell'area di transizione con la zona ad acque profonde. In totale sono state effettuate 92 ricatture nell'arco della stessa sessione, 50 a maggio, 22 a giugno e 20 a luglio. Il basso numero di giovani ricatturati ($n = 6$) non ha permesso di effettuare alcuna analisi statistica per questo gruppo. La proporzione di animali ricatturati non varia tra i periodi sia per i maschi (Chi-quadrato = 0,8908, $p = 0,6406$) sia per le femmine (Chi-quadrato = 1,9539, $p = 0,3765$). Il periodo ($F = 0,1366$, $p = 0,87254$) e il sesso ($F = 0,9836$, $p = 0,32431$) non hanno un effetto significativo sull'area di attività. La distanza media percorsa tra due trappole è stata di $63,06 \pm 21,36$ m (range 0 – 240,3 m) per le femmine ($n = 12$) e di $46,49 \pm 6,22$ m (range 0 – 275,9) per i maschi ($n = 74$). È stato inoltre registrato il movimento di un giovane di 58,05 m mentre cinque giovani sono stati ricatturati nella stessa trappola. L'84% degli individui ricatturati ha compiuto spostamenti entro i 100 m, tra questi il 40% è stato ricatturato nella stessa trappola (Fig. 58).

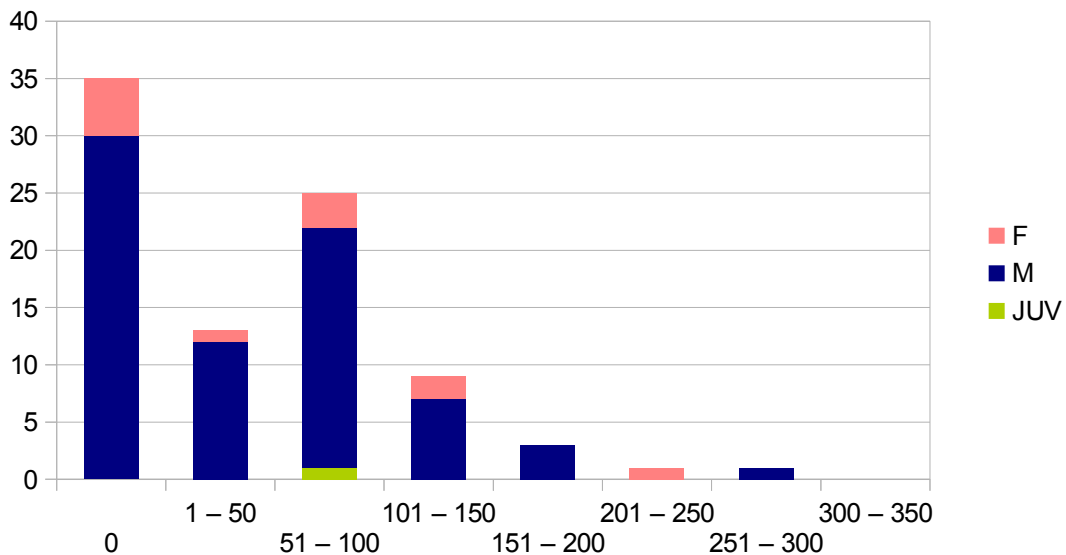
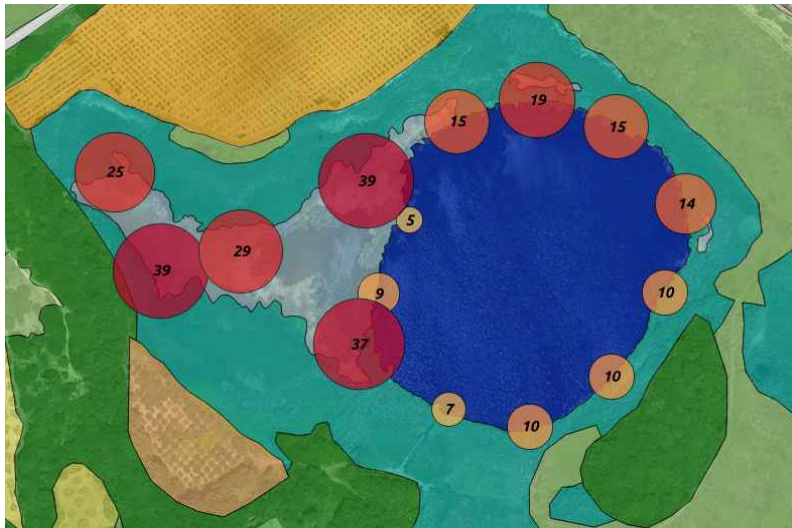
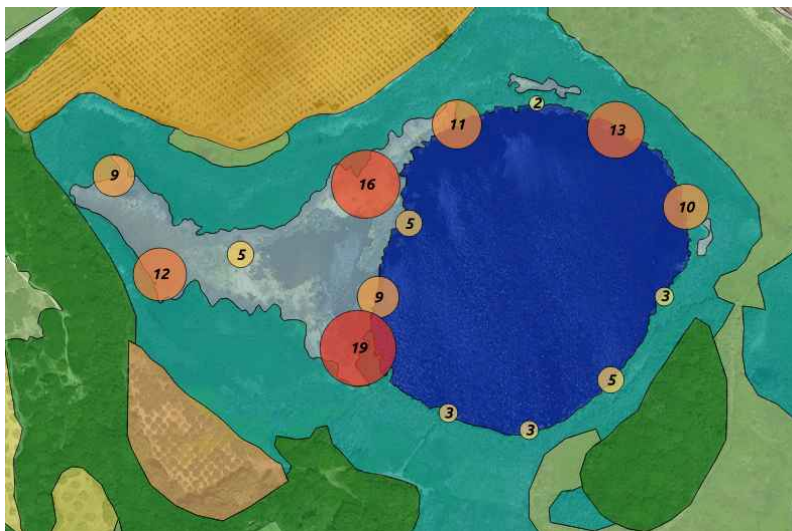


Fig. 58 – Numero di ricatture per classi di distanza percorse dagli individui, Gorgo Tondo Basso (Anno 2015)



Maggio



Giugno



Luglio

- Acque basse
- Acque profonde
- Agrumeto
- Area aperta
- Area boscata
- Superficie artificiale
- Uliveto
- Vegetazione idrofila
- Vigneto

Fig. 59 – Numero di individui catturati per trappola, Gorgo Tondo Basso

Gorghi Tondi Medio-Alto. Esaminando la figura 62 si può notare come il maggior numero di individui sia stato catturato nei settori settentrionali di entrambi i corpi idrici. caratterizzati dalla presenza di una maggiore estensione di acque basse. Le testuggini presenti nei due Gorghi appartengono alla stessa sottopopolazione poiché quasi il 20% degli individui catturati ha utilizzato entrambi i corpi idrici nell'arco delle tre sessioni di campionamento (Fig. 60).



Fig. 60 – Individui catturati nei Gorghi Tondi Medio-Alto suddivisi per sito di cattura, Gorgo Tondo Alto (n=41), Gorgo Tondo Medio (n= 27) ed entrambi (n= 14)

In totale sono state effettuate 57 ricatture nell'arco della stessa sessione, 18 a maggio, 10 a giugno e 29 a luglio. Il basso numero di giovani ricatturati ($n = 2$) non ha permesso di effettuare alcuna analisi statistica per questo gruppo. La proporzione di animali ricatturati varia tra i periodi sia per i maschi (Chi-quadrato = 9,8102, $p < 0,01$) sia per le femmine (Chi-quadrato = 7,6004, $p < 0,05$) soprattutto per quanto riguarda il mese di Luglio in cui si è verificata almeno una ricattura del 70% degli individui maschi catturati e del 64% delle femmine. Il periodo ($F = 0,7506$, $p = 0,4774$) e il sesso ($F = 0,0008$, $p = 0,9773$) non hanno un effetto significativo sull'area di attività.

La distanza media percorsa tra due trappole è stata di $54,62 \pm 15,78$ m (range 0 – 180,7 m) per le femmine (n = 13) e di $61,26 \pm 11,86$ m (range 0 – 311,4) per i maschi (n = 42). È stato inoltre registrato il movimento di un giovane di 96,8 m e un giovane ricatturato nella stessa trappola. Il 79% degli individui ricatturati ha compiuto spostamenti entro i 100 m, tra questi il 38% è stato ricatturato nella stessa trappola (Fig. 61).

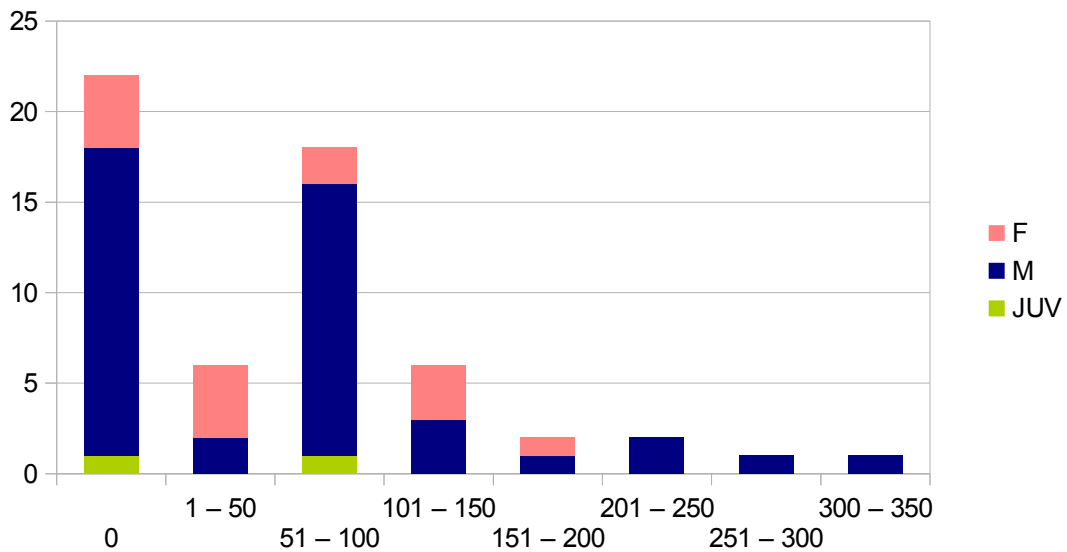


Fig. 61 – Numero di ricatture per classi di distanza percorse dagli individui, Gorghi Tondi Medio-Alto (Anno 2015)



Maggio



Giugno



Luglio

- Acque basse
- Acque profonde
- Agrumeto
- Area aperta
- Area boscata
- Superficie artificiale
- Uliveto
- Vegetazione idrofila
- Vigneto

Fig. 62 – Numero di individui catturati per trappola, Gorgi Tondi Medio-Alto

Dinamica di popolazione. Nel corso dei tre anni di monitoraggio sono stati ricatturati e identificati 13 individui marcati nel periodo 2003-2004 su di un totale di 87 (D'ANGELO, 2004). Tra questi, 11 sono stati ricatturati nel medesimo sito di cattura mentre due si sono spostati dai Gorghi Tondi Medio-Alto al Gorgo Tondo Basso (Fig. 63).

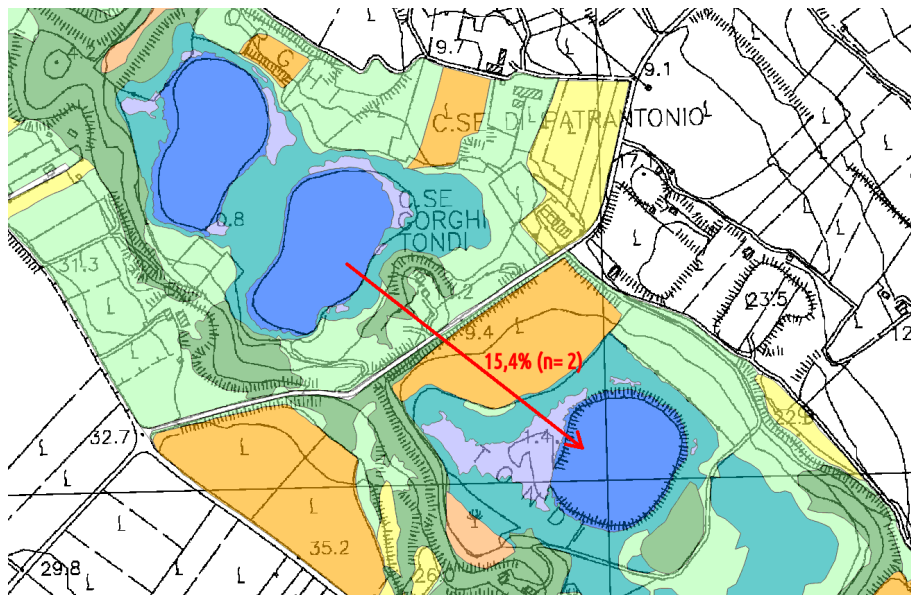


Fig. 63 – Migrazioni dalla campagna di monitoraggio 2003-2004 alla campagna 2014-2016. Numero totale di ricatture = 13

Considerando le catture effettuate da D'Angelo (n° individui = 60) nel biennio 2010-2011, le ricatture salgono a 30 individui di cui il 20% ha effettuato almeno una migrazione dal Gorgo Tondo Basso ai Gorghi Tondi Medio-Alto (16,7%) o viceversa (3,3%) (Fig. 64).

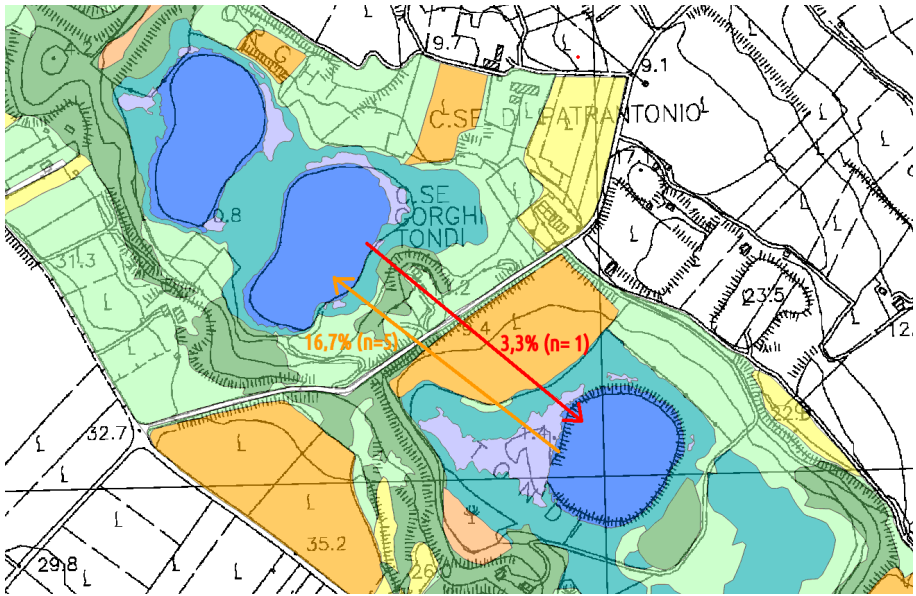


Fig. 64 – Migrazioni dalla campagna di monitoraggio 2010-2011 alla campagna 2014-2016. Numero totale di ricatture = 30

Nei tre anni di campionamento sono stati registrati sette movimenti migratori di cinque diversi individui (tre maschi, una femmina e un giovane) sui 492 individui differenti catturati, di cui 309 ricatturati almeno una volta. Tra questi, tre testuggini sono passate dal Gorgo Tondo Basso ai Gorghi Tondi Medio-Alto, mentre due hanno compiuto una migrazione dal Gorgo Tondo Basso ai Gorghi Tondi Medio-Alto e viceversa (Fig. 65).

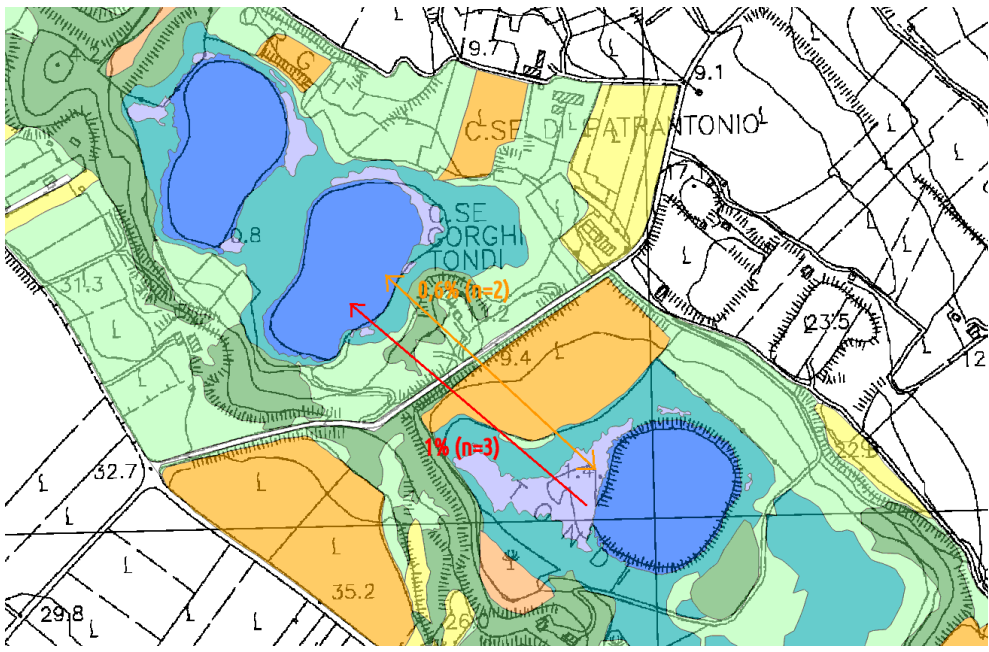


Fig. 65 – Migrazioni nelle campagne di monitoraggio 2014, 2015 e 2016. Numero totale di ricatture = 309

Sul medio-lungo periodo le due sottopopolazioni possono essere considerate dunque come le componenti di un'unica metapopolazione sebbene la maggior parte delle testuggini sembri fedele al proprio sito. In particolare è stata rilevata negli ultimi anni una maggior tendenza alla dispersione delle testuggini del Gorgo Tondo Basso, seppur in numero molto esiguo, verso gli altri Gorghi.

Per quanto riguarda la stima della sopravvivenza e della probabilità di cattura i modelli con i migliori adattamenti in termini di AIC prevedono l'utilizzo degli estimatori M_t (2014-2015) e M_0 (2016) per i dati complessivi, mentre per le femmine adulte gli estimatori M_0 (2014), M_t (2015) e $M_{th\ Chao}$ (2016) e per i maschi adulti M_t (2014), M_t (2015) e $M_{th\ Chao}$ (2016). Nel caso delle femmine e dei dati complessivi il modello ha un migliore adattamento rispetto a quello con la migrazione temporanea, mentre per i maschi il modello con emigrazione temporanea possiede un adattamento migliore, facendo ipotizzare un effetto dei transienti sulla stima, ma comunque con un $\Delta AIC < 2$ (Tab. 17).

Tab. 17 – Confronto tra modelli senza e con emigrazione temporanea

Modello		Devianza	g.l.	AIC	ΔAIC
Complessivo	Senza Emigrazione temporanea	357,948	500	744,094	0
	Con Emigrazione temporanea	356,216	499	744,362	0,268
Femmine adulte	Senza Emigrazione temporanea	186,623	499	351,503	0
	Con Emigrazione temporanea	186,075	498	352,955	1,452
Maschi adulti	Senza Emigrazione temporanea	298,94	497	617,346	0,639
	Con Emigrazione temporanea	296,301	496	616,707	0

La probabilità di cattura tra i due sessi risulta nettamente differente solo nel 2015, mentre è leggermente superiore per i maschi nel 2014 e pressoché identica nel 2016 (Fig. 66). Su quella complessiva sembrano avere un'influenza abbastanza marcata i giovani nel 2016.

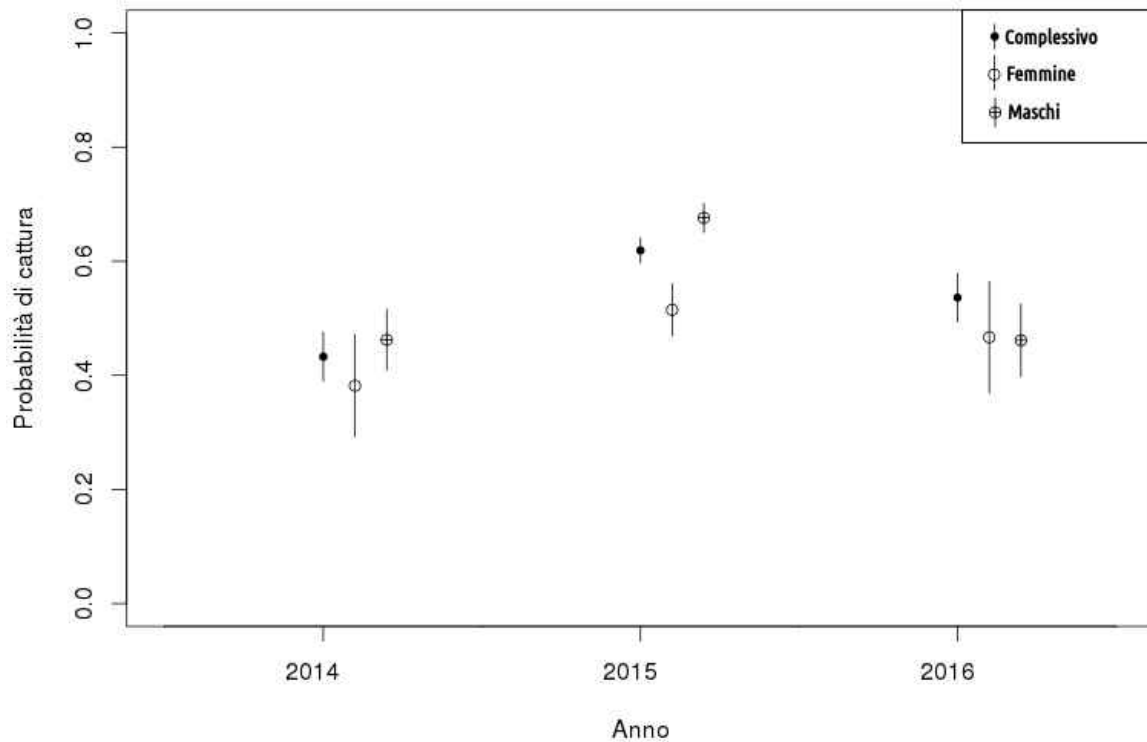


Fig. 66 – Probabilità di cattura annuale per il modello complessivo (adulti + giovani) e per i modelli relativi a femmine adulte e maschi adulti

Anche la sopravvivenza tra i due sessi risulta molto simile e considerando gli errori standard gli intervalli si sovrappongono sia per tra il 2014 e il 2015 sia tra il 2015 e il 2016, con un ampio margine di variabilità per le femmine. Per quanto riguarda il modello complessivo i valori sono minori, soprattutto tra il 2015 e il 2016, a causa dell'influenza degli esemplari giovani (Fig. 67 e Tab. 18).

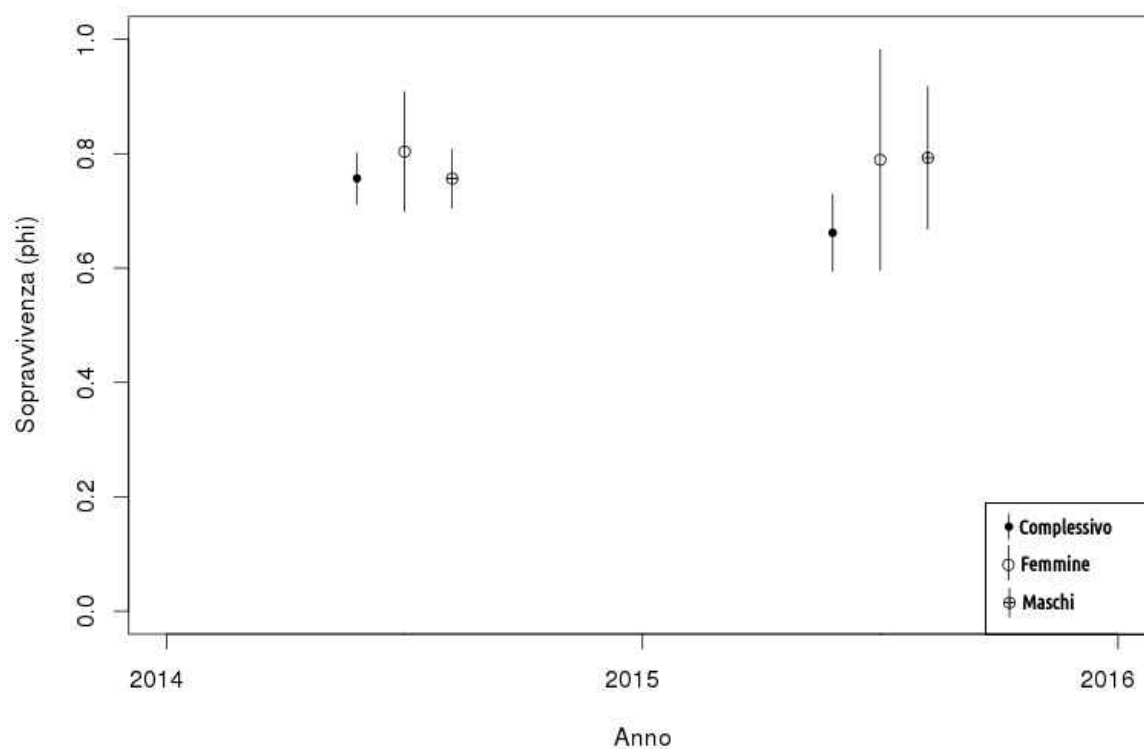


Fig. 67 – Sopravvivenza annuale per il modello complessivo (adulti + giovani) e per i modelli relativi a femmine adulte e maschi adulti

Tab. 18 – Valori stimati dai modelli, $p1$, $p2$ e $p3$: probabilità di cattura nel 2014, nel 2015 e nel 2016; $phi1$ e $phi2$: sopravvivenza tra il 2014 e il 2015 e tra il 2015 e il 2016; N : numero di individui che ha frequentato il sito durante i tre anni

Modello	$p1$	$p2$	$p3$	$phi1$	$phi2$	N
Complessivo (M_t, M_t, M_0)	0,4328 (SE=0,0430)	0,6191 (SE=0,0221)	0,5362 (SE=0,0425)	0,7569 (SE=0,0449)	0,6618 (SE=0,0669)	797,6 (SE=26,2)
Femmine adulte (M_0, M_t, M_{th})	0,3819 (SE=0,0896)	0,5149 (SE=0,0458)	0,4668 (SE=0,0981)	0,8036 (SE=0,1048)	0,7894 (SE=0,1931)	215,9 (SE=15,3)
Maschi adulti ($M_t, M_t, M_{th\ Chao}$)	0,4624 (SE=0,0532)	0,6761 (SE=0,0254)	0,4614 (SE=0,0638)	0,7566 (SE=0,0515)	0,7929 (SE=0,1244)	501,2 (SE=18,4)

3.1.3 Discussione

La metapopolazione di *Emys trinacris* studiata è costituita da più sottopopolazioni che, sebbene nel breve termine possono essere considerate chiuse a causa degli scarsi movimenti migratori, nel medio lungo-termine mostrano un minimo flusso di individui che si spostano definitivamente o solo temporaneamente da un sito all'altro. In particolare nell'ultimo quinquennio sembra che si sia instaurata una dinamica *source-sink* (PULLIAM, 1988), rispettivamente tra il Gorgo Tondo Basso e i Gorgi Tondi Medio-Alto. E' ipotizzabile anche un flusso di individui con il Lago Preola, sebbene negli ultimi anni non siano stati raccolti dati che lo evidenzino. Le capacità dispersive della specie sono comunque buone visto il rinvenimento di una femmina marcata nel 2003 che si è spostata dal Lago Preola al fiume Delia a circa 1,5 km di distanza lineare, in un ambiente potenzialmente poco permeabile costituito da ampie distese di vigneti e da diverse strade carrabili.

Nel complesso le stime di densità ottenute sono incoraggianti sebbene esistano delle nette differenze tra i due siti studiati. La sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso presenta valori di densità mai riportati per la specie, eccetto per una popolazione presente però in una piccola raccolta d'acqua (0,3 ha) nei pressi della Riserva Naturale "Rocca Busambra e Bosco della Ficuzza" (LO VALVO *et al.*, 2008), mentre quella dei Gorgi Tondi Medio-Alto si attesta su valori decisamente inferiori.

Le densità di individui della più studiata *Emys orbicularis* possono variare notevolmente lungo il suo ampio areale di distribuzione, anche in base a diversi fattori tra cui il metodo di studio, lo stato di conservazione, l'idoneità dell'habitat e la presenza di competitori. Risultati simili a quelli del Gorgo Tondo Basso sono riportati per l'Ungheria (128-242 ind/ha; BALÁZS & GYÖRFFY, 2006) e per l'Anatolia centrale (242 ind/ha; BAYRAKCI & AYAZ, 2014). In Italia invece esistono pochi dati sull'abbondanza e sulla densità delle popolazioni (ZUFFI *et al.*, 2011) con pochi studi che hanno stimato: 3-10 ind/ha con il metodo del transetto lineare nel Bosco della Mesola (MAZZOTTI *et al.*, 2007), 9,4 ind/ha all'interno della Palude di San Genuario con il metodo della cattura-ricattura (SEGLIE, 2015) e 23,8 ind/ha per *Emys trinacris* proprio nella Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorgi Tondi" (LO VALVO & D'ANGELO, 2006).

Dal confronto tra le due sottopopolazioni studiate emerge una netta differenza sia nell'abbondanza sia nella densità degli animali. Confrontando i dati con le catture effettuate da D'ANGELO (2004) si evidenzia come queste siano però variate nel tempo.

Infatti, i valori nel complesso Gorghi Tondi Medio-Alto sono solo leggermente aumentati mentre sono decisamente cresciuti nel Gorgo Tondo Basso (Tab. 19).

Tab. 19 – Confronto tra le catture effettuate da D’Angelo (2004) e quelle effettuate nel corso del 2015. N.B.: al fine di rendere comparabili dati per la stima della densità si è tenuto conto del numero effettivo di testuggini catturate e non della stima statistica

Sito	N° individui catturati nel 2003	N° individui catturati nel 2015	Densità 2003 ind/ha	Densità 2015 ind/ha
Gorghi Tondi Medio-Alto	47	82	12	16,7
Gorgo Tondo Basso	56	410	31,1	132,2

Allo stesso modo sono evidenti le differenze di taglia tra le due sottopopolazioni, dovute ad un differente tasso di crescita nei primi anni di vita, con animali decisamente più grandi nel Gorgo Tondo Basso rispetto ai Gorghi Tondi Medio-Alto.

Le dimensioni degli individui dei Gorghi Tondi Medio-Alto sono sostanzialmente le stesse di quelle rilevate da D’ANGELO (2004) mentre la popolazione del Gorgo Tondo Basso mostra una taglia maggiore sia per le femmine che per i maschi (Tab. 20). Inoltre gli individui più anziani del Gorgo Tondo Basso mostrano una dimensione inferiore rispetto agli individui più giovani. D’ANGELO *et al.* (2008) rilevarono una differenza di taglia significativa e di peso significativa tra la popolazione della Riserva Naturale del “Lago Preola e Gorghi Tondi” e quella della Riserva Naturale di “Torre Salsa”, con animali decisamente più grandi in quest’ultima. Allo stato attuale questa differenza netta permane solo con la sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto e diventa molto meno marcata con la sottopopolazione dei Gorgo Tondo Basso, se non del tutto simile escludendo gli individui più anziani (Tab 20).

Tab. 20 – Confronto tra SCL di alcune popolazioni di *Emys trinacris*

Popolazione	SCL medio (mm)	
	maschi	femmine
Torre Salsa*	128,6	134,6
Rocca Busambra e Bosco della Ficuzza**	124,7	131
Lago Preola e Gorghi Tondi*	112,9	118,9
Gorgo Tondo Medio-Alto (2015)	111,1	116,5
Gorgo Tondo Basso (2015)	120,1	130,3
Gorgo Tondo Basso (solo individui stadio 3, 2015)	122,9	135,3

*D’Angelo *et al.*, 2008; **Lo Valvo *et al.*, 2008

Tutto ciò fa ipotizzare l'esistenza alla fine del secolo scorso di uno o più fattori limitanti che sono poi venuti a mancare nel Gorgo Tondo Basso e invece si sono mantenuti nei Gorghi Tondi Medio-Alto, influenzando l'abbondanza, la densità e la taglia degli individui. I fattori che possono avere inciso sono molteplici e saranno discussi in modo approfondito nel capitolo 5, anche in relazione ai risultati ottenuti dall'analisi di alcuni aspetti dell'ecologia e della biologia della specie.

Entrambe le popolazioni sembrano caratterizzate da una distribuzione delle taglie decisamente spostata verso gli adulti, con un andamento bimodale legato alla differente taglia dei due sessi. Il basso numero di giovani, che comunque non è sostanzialmente differente da quello rilevato da LO VALVO & D'ANGELO (2006), può essere dovuto al metodo di campionamento che tende a sottostimare i giovani a causa della loro maggiore cripticità e all'utilizzo di habitat differenti rispetto agli adulti (ZUFFI, 2000), ad un basso reclutamento o ad una combinazione di tutti questi fattori (KELLER *et al.*, 1998). Questa è comunque una caratteristica comune all maggior parte degli studi che riguardano i cheloni (PIKE *et al.*, 2008) e l'impossibilità di ottenere una stima attendibile sul loro tasso di sopravvivenza non permette di formulare ipotesi che non siano speculative. Sicuramente un monitoraggio a lungo termine sarà utile per riuscire a fare maggiore chiarezza su questo aspetto.

La *sex ratio* complessiva risulta essere sempre sbilanciata in favore dei maschi, come rilevato in precedenza sia nella stessa popolazione sia in altre popolazioni di *E. trinacris* (LO VALVO & D'ANGELO, 2006; D'ANGELO, 2013), sebbene siano state osservate delle variazioni tra i diversi periodi di campionamento, legate con molta probabilità alla differente attività dei due sessi. Questo è infatti uno dei cinque fattori che possono influenzare la *sex ratio* secondaria nelle popolazioni animali assieme alla *sex ratio* primaria, alla differente età di raggiungimento della maturità sessuale, alla differente mortalità tra i sessi e agli errori di campionamento (GIBBONS, 1990). L'analisi dei movimenti non mostra alcuna differenza tra i periodi e tra i sessi lasciando supporre un utilizzo simile dell'habitat acquatico da parte degli adulti, come peraltro già dimostrato sia per *E. orbicularis* (CADI *et al.*, 2004) sia per la stessa *E. trinacris* (LO VALVO *et al.*, 2008; 2015).

Tuttavia, il maggior numero di maschi catturato nel mese di maggio e il minor numero di femmine catturate nel mese di giugno suggeriscono un schema differente di attività durante l'anno, che è probabilmente associato alle diverse strategie riproduttive dei due sessi, come peraltro osservato anche in altri Emididi (MORREALE *et al.*, 1984). Nella congenera *E. orbicularis* l'attività riproduttiva inizia subito dopo la latenza invernale, con un picco delle attività di corteggiamento e accoppiamento compreso tra la fine di Marzo e

Maggio (MITRUS & ZEMANEK, 2004; SERVAN & ROY, 2004). Nel corso di questo periodo i maschi sono molto attivi e si muovono in continuazione all'interno della zona umida alla ricerca di femmine riproduttive (LEBBORONI & CHELAZZI, 1991), comportamento che può determinare una maggiore probabilità di incontrare una trappola. Questa attività dispendiosa è evidente soprattutto nei maschi del Gorgo Tondo Basso, in cui è stato riscontrato un decremento significativo del BCI, un parametro legato allo stato fisiologico e nutritivo degli animali (SPEAKMAN, 2001) e che può essere correlato anche con la sopravvivenza (SHINE *et al.*, 2001) e con la riproduzione (DOBSON & MICHENER, 1995). Questo è un comportamento tipico delle testuggini palustri spiegabile in termini di costi-benefici in cui l'elevata mobilità dei maschi aumenta la loro probabilità di accoppiarsi a discapito di un maggior dispendio di energie e di una maggiore probabilità di essere predati o feriti (MORREALE *et al.*, 1984). Infine non è da sottovalutare, in questo periodo di intensa attività riproduttiva, la maggiore attrattività per i maschi di una trappola in cui siano già presenti altre testuggini, non è infatti raro trovare al momento del controllo individui in accoppiamento (oss. pers.). Al contrario il numero di femmine catturate raggiunge il minimo nel mese di giugno, che corrisponde al picco del periodo di deposizione delle uova sia nella popolazione studiata (vedi cap. 3.3.2) sia nelle popolazioni toscane di *E. orbicularis* (ZUFFI *et al.*, 2015). In questo intervallo di tempo le femmine possono rimanere diversi giorni lontane dalla zona umida o in sue zone periferiche (ROVERO & CHELAZZI, 1996; MEESKE & MUHLENBERG, 2004), comportamento che determina una minore probabilità di incontrare una trappola.

Accanto a questa componente comportamentale, che sembra però influenzare solo la *sex ratio* stagionale, è indubbia la presenza di altri elementi che condizionano il rapporto complessivo tra i sessi. GIRONDOT & PIEAU (1993) sostengono che la *sex ratio* in animali con alto tasso di sopravvivenza, come nel caso delle testuggini acquatiche, sia nettamente influenzato anche da lievi differenze di sopravvivenza tra i due sessi. Nel caso studiato è ipotizzabile che questo non sia però il principale motore dello sbilanciamento riscontrato poiché la sopravvivenza è simile tra i due sessi e comunque con valori minori per i maschi, sebbene non si abbiano dati sulla sopravvivenza degli stadi giovanili dei due sessi, che però è verosimilmente simile perché legata soprattutto al raggiungimento di dimensioni del carapace tali da renderle meno predabili (KUCHLING, 1999). BURY (1979) sostiene invece che questi sbilanciamenti siano dovuti ad errori durante il campionamento. La differente probabilità di cattura può influire sicuramente sulla *sex ratio* ed è annoverabile tra uno dei principali errori di campionamento. Nel caso studiato appare variabile negli anni con valori

inferiori per le femmine nel 2014 e nel 2015 e pressoché identici nel 2016 per quanto riguarda il Gorgo Tondo Basso. Nel 2016, nonostante i due sessi abbiano avuto la stessa probabilità di cattura, la *sex ratio* è risultata ancora, seppur di un valore leggermente inferiore rispetto agli anni precedenti, spostata verso il sesso maschile. In questo caso è pertanto da escludere un errore di campionamento, anche se bisogna comunque sottolineare che la differente probabilità di cattura dei due sessi può in alcuni casi influenzare parzialmente la *sex ratio* in favore dei maschi, ma non in modo così determinante. SERVAN *et al.* (1989) sostengono infine che lo squilibrio sia dovuto ad uno sbilanciamento della *sex ratio* primaria. In molte specie di cheloni, tra cui *E. orbicularis*, la temperatura di incubazione delle uova, in un periodo breve di tempo dell'embriogenesi chiamato periodo termosensibile o TSP (PIEAU & DORIZZI, 1981; MROSOVSKY & PIEAU, 1991), può infatti avere un'influenza sullo sviluppo delle gonadi dell'embrione (BULL, 1980; RAYNAUD & PIEAU, 1985). Il TSP per *Emys orbicularis* ha una durata di 12 giorni e avviene tra gli stadi embrionali 16 e 22, dove 0 corrisponde alla deposizione e 26 alla schiusa (PIEAU & DORIZZI, 1981; PIEAU, 1996). In condizioni di incubazione artificiale delle uova *E. orbicularis* e presumibilmente anche *E. trinacris* appartengono al sistema TSD *la* in cui basse temperature producono maschi e alte temperature producono femmine (EWERT *et al.*, 1994). Esiste inoltre un intervallo di temperature denominato TRT (transitional range of temperatures) in cui possono svilupparsi maschi o femmine in proporzioni diverse come espressione della variabilità genetica, mentre per valori superiori o inferiori l'effetto della temperatura sembra annullare la componente genetica (HULIN *et al.*, 2009). L'ampiezza del TRT sembra essere uno dei fattori principali che permettono alle specie di affrontare e superare l'instaurarsi di nuove condizioni termiche nell'ambiente, tra cui i cambiamenti climatici (HULIN *et al.*, 2009). Per le popolazioni di *Emys orbicularis* francesi del Brenne la temperatura pivot è 28,7°C mentre il TRT è compreso tra 28°C e 29,5°C; sotto i 28°C si sviluppano solo maschi e sopra i 29,5°C solo femmine (PIEAU, 1996). Tuttavia questo sistema teorico non è del tutto rappresentativo di quanto si verifica all'interno del nido dove le condizioni termiche sono variabili (GEORGES *et al.*, 1994). Secondo il modello CTE (constant temperature equivalent) gli embrioni sviluppano gonadi femminili quando più di metà dello sviluppo embrionale durante il TSP si è svolto a temperature superiori a quella pivot (GEORGES *et al.*, 1994). Pertanto la determinazione della *sex ratio* primaria in *Emys trinacris* può essere influenzata dalle condizioni termiche che possono essere principalmente regolate 1) dalla scelta del sito di deposizione da parte della femmina (es. ombreggiamento, umidità del suolo, profondità del nido) e 2) dalla variabilità delle

condizioni climatiche locali 3) dalla temperatura pivot di quella popolazione. Tra le diverse popolazioni di una stessa specie esistono degli adattamenti che permettono di compensare le differenti condizioni ambientali locali (MORJAN & JANZEN, 2003).

In particolare il *taxon Emys* sembra seguire la stessa variabilità lungo un gradiente latitudinale riportata per *Chrysemys picta* (REFSNIDER *et al.*, 2013). Man mano che aumenta la latitudine, le femmine sono più grandi e depongono un maggior numero di uova prima nella stagione, più lontano dall'acqua, in suoli più secchi, a profondità minori in relazione alla taglia e in alcuni casi in zone con minore ombreggiamento (REFSNIDER *et al.*, 2013). Questi fattori influiscono sulle temperature dei nidi, che risultano più caldi e con oscillazioni termiche maggiori nei siti settentrionali rispetto a quelli meridionali. Ciò determina una differenza nella *sex ratio* primaria che risulta sbilanciata verso i maschi nelle popolazioni meridionali e verso le femmine nelle popolazioni settentrionali, che in parte è poi mantenuta, seppur in modo meno marcato, anche nelle popolazioni naturali (REFSNIDER *et al.*, 2013). Questo *trend* nella *sex ratio* secondaria è riscontrabile in parte anche nel *taxon Emys* (Tab. 21 e Fig. 68), anche se andrebbe approfondita l'influenza dei climi locali, ed è pertanto probabilmente imputabile alle caratteristiche del nido selezionate dalla femmina per aumentare le possibilità di sviluppo e sopravvivenza dei neonati (SCHWARZKOPF & BROOKS, 1987; EWERT *et al.*, 2005). La scelta delle femmine delle popolazioni meridionali di utilizzare nidi più freschi è dovuta al fatto che in ambienti più esposti le uova sarebbero sottoposte a temperature troppo alte che determinerebbero la morte dell'embrione. Questa scelta ha poi come conseguenza secondaria uno sbilanciamento nella *sex ratio* verso i maschi.

Tab. 21 – Variabilità della *sex ratio* nelle popolazioni di *E. orbicularis* ed *E. trinacris*

Località	Latitudine	Clima	Sex ratio	Riferimento
Lituania	54,67	Continentale	1:4,7	Snieshkus, 1996
Ucraina	54,00	Continentale	1:3,8	Snieshkus, 1996
Brenne, Francia	46,72	Continentale	1:1,4	Servan, 1996
Russia	46,66	Continentale	1:2,1	Snieshkus, 1996
Ungheria meridionale	46,15	Continentale	1:1	Balazs & Gyorffy, 2006
La Serre Francia	45,72	Continentale	1,3:1	Nemoz <i>et al.</i> , 2004
Moulin-de-Vert Svizzera	45,68	Continentale	1:1,47	Mosimann & Cadi, 2004
Azerbaijan	45,30	Continentale	1:1,19	Snieshkus, 1996
Bardello Italia settentrionale	44,52	Continentale	1:2	Mazzotti, 1995

Località	Latitudine	Clima	Sex ratio	Riferimento
Cannet des Maures Francia	43,38	Mediterraneo	1;1,7	Devaux & Bley, 1996
Fiume Louro Spagna	42,17	Atlantico	1,5:1	Cordero Rivera & Ayres Fernandez, 2004
Russia	41,5	Continentale	1:1,3	Snieshkus, 1996
Valencia Spagna	39,4	Mediterraneo	1:1,4	Bataller & Sancho, 2008
Turchia occidentale	38,68	Mediterraneo	1,4:1	Auer & Taşkavak, 2004
Bosco di Ficuzza	37,87	Mediterraneo	2,3:1	Lo Valvo et al., 2008
Anatolia centrale Turchia	37,82	Continentale	1:1,11	Bayrakci & Ayaz, 2014
Lago Preola e Gorgi Tondi	37,6	Mediterraneo	2,82:1	Questo studio
Torre Salsa	37,3	Mediterraneo	1,67:1	D'Angelo et al., 2008

JANZEN (1994) ha osservato come l'esposizione e la copertura della vegetazione possono influire sul sesso dei neonati di *Chrysemys picta bellii* e in particolare i nidi esposti a nord o quelli esposti a sud ma con un ampio ombreggiamento tendono a produrre più maschi, elementi che lasciano ipotizzare un simile comportamento di *E. trinacris* della Riserva Naturale Integrale del "Lago Preola e Gorgi Tondi", poiché i pochi nidi osservati sono stati rinvenuti tutti nei versanti meridionali dell'area protetta (D'Angelo, com. pers.).

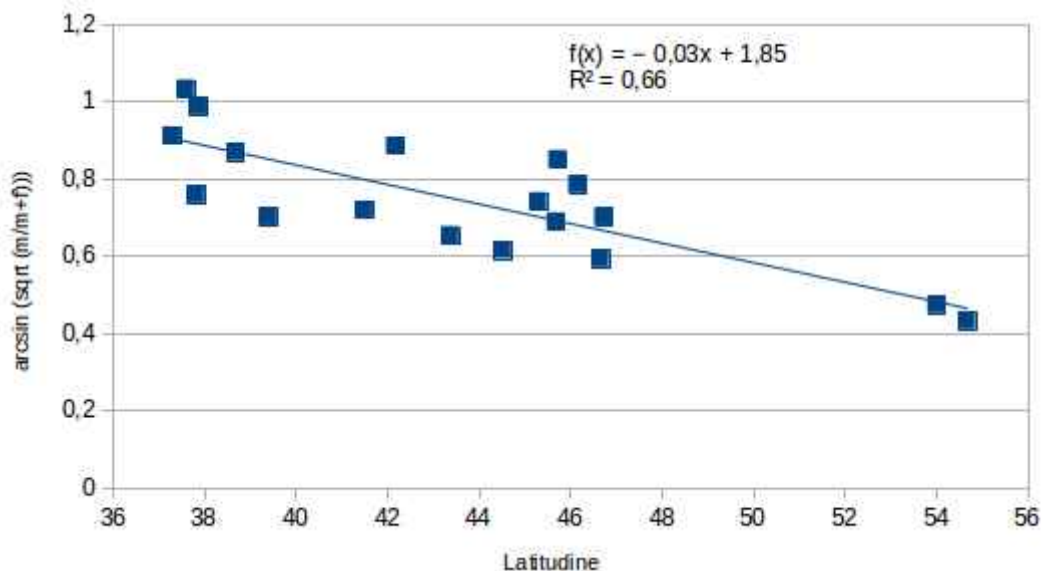


Fig. 68 – Relazione tra sex ratio (m/m+f) e latitudine, ($r = -0,81$; $t\text{-test} = -5,5633$, $p < 0,0001$).

L'esame delle curve di crescita di von Bertalanffy oltre a evidenziare la differenza tra il Gorgo Tondo Basso e i Gorghi Tondi Medio-Alto permette di stimare l'età di raggiungimento della maturità sessuale dei maschi e delle femmine che si attesta rispettivamente tra i cinque e i sei anni per i primi e tra i sette e gli otto anni per le seconde. Questi dati sono sostanzialmente coerenti con la letteratura riguardante la congenera *E. orbicularis* (Tab. 22) in cui gli individui delle popolazioni più settentrionali tendono a raggiungere la maturità sessuale ad un'età maggiore rispetto alle popolazioni più meridionali (MITRUS & ZEMANEK, 2004).

Tab. 22 – Età di raggiungimento della maturità sessuale in *Emys orbicularis*

Località	Maturità sessuale	Riferimento
Polonia centrale	11 anni maschi 12 anni femmine	Mitrus & Zemanek, 2004
Francia centrale	12 anni maschi 17 anni femmine	Girondot & Pieau, 1993
Ucraina	6-8 anni	Shcherbak, 1966
Russia meridionale	6-7 anni	Bannikov, 1951
Anatolia centrale	4-6 anni	Erol, 2010
Anatolia meridionale	5-6 anni	Çiçek <i>et al.</i> , 2016
Spagna	6 anni	Keller <i>et al.</i> , 1998

Diversi autori sostengono che la sopravvivenza dei due sessi nelle testuggini acquatiche o semi-acquatiche sia pressoché uguale (FRAZER *et al.*, 1993; IVERSON, 1991) mentre altri hanno osservato mortalità diverse tra maschi e femmine (WILBUR, 1975; ZWEIFEL, 1989). All'interno della popolazione del Gorgo Tondo Basso la sopravvivenza annuale dei due sessi allo stadio adulto è abbastanza simile e si attesta tra il 76% e l'80%, con una differenza maggiore tra il 2014 e il 2015 ed una sostanziale uguaglianza tra il 2015 e il 2016. La sopravvivenza complessiva è invece minore, compresa tra il 66% e il 76%, a causa della presenza nel campione di individui giovani e sub-adulti che hanno generalmente un tasso di mortalità più elevato (PAUL, 2004). La sopravvivenza negli adulti di *Emys orbicularis* è generalmente maggiore (MITRUS & ZEMANEK, 2004; MITRUS, 2005) rispetto a quella stimata per la sottopopolazione di *Emys trinacris* anche se in questo caso bisogna considerare che nella stima ottenuta non è possibile distinguere l'emigrazione dalla mortalità ed è pertanto plausibile che la sopravvivenza reale sia abbastanza simile a quella rilevata per *E. orbicularis*.

3.2 Ecologia trofica

La conoscenza del comportamento, delle strategie e delle preferenze alimentari di una specie sono una delle pietre miliari per la comprensione della sua storia naturale oltre ad essere elementi fondamentali per la sua tutela e gestione (SZOBOSZLAI *et al.*, 2015), anche in relazione ai molteplici pericoli derivanti dall'introduzione e dall'espansione delle specie alloctone invasive (LOWE *et al.*, 2000). Le testuggini palustri sono tradizionalmente considerati animali generalisti e opportunisti con una dieta preferenzialmente carnivora da giovani che vira verso una maggiore onnivoria negli adulti (ERNST & BARBOUR, 1989), sebbene esistano casi di specializzazione, come in *Graptemys geographica* verso i molluschi (VOGT, 1981). Molti cheloni mostrano inoltre dei cambiamenti nelle abitudini alimentari durante le diverse stagioni (KENNETT & TORY, 1996), condizionati dalla disponibilità di cibo o da altri fattori limitanti, come ad esempio l'inquinamento (SOUZA & ABE, 2000). La disponibilità e la qualità del cibo possono giocare infatti un ruolo chiave nel regolare le strategie alimentari, la densità e l'accrescimento degli individui di una popolazione animale e allo stesso tempo possono essere influenzate da numerosi fattori, come la presenza di interazioni trofiche, lo stato di salute individuale, l'eterogeneità degli habitat e l'inquinamento ambientale (LUISELLI *et al.*, 2004). In particolare l'introduzione di specie aliene, uno dei principali pericoli che minacciano la biodiversità degli ecosistemi d'acqua dolce (GENOVESI, 2007), può avere un enorme impatto sulle comunità animali e vegetali. Oltre a determinare fenomeni di competizione o di predazione delle specie autoctone possono, in alcuni casi, causare il cambiamento delle abitudini alimentari dei predatori con importanti conseguenze anche sulla loro abbondanza e distribuzione (POULIN *et al.*, 2007).

Sebbene siano stati condotti diversi studi sulla congenera testuggine palustre europea (ad esempio: Spagna, GONZALEZ DE LA VEGA, 1988; Ucraina, KOTENKO, 2000; Francia, OTTONELLO *et al.*, 2005; Turchia, ÇIÇEK & AYAZ, 2011), nessuno ha mai indagato in modo approfondito la dieta di *Emys trinacris*, salvo alcune osservazioni sporadiche (D'Angelo com. pers.). *E. orbicularis* è considerata tradizionalmente una specie carnivora (LANZA, 1983; STEPHENS & WIENS, 2003) e anche gli elementi morfologici del suo apparato boccale sono quelli tipici di un animale acquatico carnivoro (NATCHEV *et al.*, 2015).

Nonostante ciò una recente revisione (FICETOLA *et al.*, 2006) e alcuni studi (LEBBORONI & CHELAZZI, 1991; OTTONELLO *et al.*, 2005; ÇIÇEK & AYAZ, 2011) hanno evidenziato un'elevata presenza di materia vegetale nella sua dieta, tanto da far supporre

che in alcune aree si possa verificare un ampliamento del suo spettro alimentare che da strettamente carnivoro può diventare onnivoro durante lo sviluppo, come peraltro osservato in altri emididi (es. *Trachemys scripta*: HART, 1983). In queste zone sembra infatti prediligere un cibo meno energetico, come le piante, nella fase immediatamente successiva alla deposizione delle uova, quando le necessità metaboliche sono meno intense (OTTONELLO *et al.*, 2005). Tutti questi elementi di interesse, ancora praticamente sconosciuti per la testuggine palustre siciliana, fanno sì che uno studio di dettaglio della sua dieta possa fornire informazioni importanti per la sua gestione e per poter analizzare le eventuali interazioni con le altre specie, sia autoctone che alloctone, presenti nell'Area protetta. Pertanto, al fine di raccogliere informazioni preziose per iniziare a descrivere per la prima volta questo tratto importante della storia naturale della specie è stato intrapreso lo studio della dieta con i seguenti obiettivi specifici: (1) descrivere le abitudini alimentari di *Emys trinacris*, anche in relazione al sesso e all'età degli animali; (2) indagare l'esistenza di schemi temporali o spaziali che determinano la composizione della dieta (3) valutare come la presenza di specie aliene possa influenzare la sua dieta.

3.2.1 Materiali e Metodi

Campionamento delle testuggini e delle feci. Gli animali sono stati catturati grazie all'utilizzo di nasse innescate o bertovelli o direttamente con le mani nel Lago Preola e nei tre Gorghi nel corso di tre sessioni di campionamento nel 2014: Aprile (sessione che precede la deposizione delle uova), Giugno (sessione che coincide con il periodo della deposizione delle uova) e Settembre (sessione che segue il periodo di deposizione delle uova), per maggiori dettagli si veda il capitolo 3.3.2 . Per ogni cattura sono state registrate la data, il codice identificativo dell'animale, il sito, il sesso e la lunghezza minima del carapace (vedi cap. 3.1.1 per maggior dettaglio). La dieta è stata studiata attraverso la raccolta delle feci degli individui stabulati individualmente in appositi contenitori per un massimo di 24 ore. I campioni di feci sono stati lavati delicatamente in acqua e filtrati grazie all'utilizzo di un setaccio con maglia di 500 micrometri, conservati in etanolo al 70% e successivamente esaminati in laboratorio attraverso l'utilizzo di uno stereo-microscopio.

I resti delle prede sono stati identificati fino al più basso livello sistematico possibile, in base al loro stato di conservazione, utilizzando una chiave dicotomica per l'identificazione dei macro-invertebrati acquatici e una collezione di riferimento. Per le

analisi statistiche le prede sono state poi raggruppate in livelli tassonomici superiori. I campioni raccolti in diverse stagioni dallo stesso animale non sono stati considerati nelle analisi statistiche per evitare la pseudo-replicazione (HURLBERT, 1984). In questi casi sono stati utilizzati solo i dati relativi alla prima occasione.

Disponibilità di prede. Lo studio della disponibilità di prede è stato condotto a Giugno, poiché, nelle zone umide mediterranee, in questo mese la vegetazione acquatica e la fauna di invertebrati a essa associata è prossima al suo massimo stagionale di produttività (LOPEZ-ARCHILLA *et al.*, 2004). La disponibilità di prede è stata analizzata sia nel Gorgo Tondo Basso sia nel sistema Gorgi Tondi Medio-Alto per verificare l'eventuale esistenza di differenze in ambienti limitrofi e macroscopicamente molto simili (vedi cap. 1.1). Sono stati identificati tre principali macro-ambienti dove effettuare i campionamenti, *i*: acque basse con vegetazione acquatica; *ii*: sponde vegetate con elofite e *iii*: acque aperte superficiali situate al centro di ciascun "Gorgo". I campionamenti sono stati effettuati con tre ripetizioni per ciascun macro-ambiente, utilizzando un retino a invito quadrato (0,32×0,32 m) con una rete di nylon a maglia di 500 µm dotata di un bicchiere opaco in polietilene svitabile. I campioni sono stati raccolti immergendo il retino controcorrente da una piccola imbarcazione per 10 secondi per ciascuna ripetuta. Gli invertebrati raccolti sono stati fissati in etanolo al 70% e successivamente esaminati in laboratorio per l'identificazione tassonomica mediante l'utilizzo di uno stereo-microscopio. Le prede identificate sono state poi raggruppate negli stessi livelli tassonomici utilizzati per le analisi statistiche delle feci. La biomassa totale delle prede è stata stimata per ogni sito attraverso il peso secco dei campioni di ciascun macro-ambiente con una precisione di 0,001 g.

Analisi dei dati. La composizione della dieta è stata studiata utilizzando due indici differenti: *i*) la frequenza di occorrenza (F_o) del cibo x , $F_x = (N_x/N)$, dove N_x è il numero di campioni di feci che contengono il cibo x e N è il numero totale di campioni di feci raccolti, *ii*) l'abbondanza numerica percentuale del cibo x , $\%A_x = (T_x/T_t) \times 100$, dove T_x è il numero di prede x di ciascun campione di feci e T_t è il numero totale di prede contenute in tutti i campioni.

Le differenze nella dieta per sesso (maschi adulti vs femmine adulte) e età (adulti vs giovani) sono state analizzate utilizzando l'analisi delle similarità (ANOSIM), basandosi sulla distanza di Bray-Curtis (CLARKE, 1993). A causa del basso numero di campioni

raccolti negli altri bacini e delle differenze riscontrate per questo tipo di analisi sono stati considerati solo i campioni provenienti dal Gorgo Tondo Basso.

La strategia alimentare è stata inoltre analizzata nelle diverse stagioni (Gorgo Tondo Basso) e tra i siti (Gorgo Tondo Basso vs Gorgi Tondi Medio-Alto, campioni di giugno) grazie all'utilizzo della rappresentazione grafica proposta da COSTELLO (1990) e modificata secondo quanto specificato da AMUNDSEN *et al.* (1996). Secondo questo metodo ogni categoria di preda è rappresentata in un grafico in cui nelle ascisse è riportata la frequenza di occorrenza (F_o) e nelle ordinate l'abbondanza specifica (P_i), definita come la proporzione della preda (i), considerando solo tutte le prede trovate negli individui che si sono nutriti di quella specifica preda (AMUNDSEN *et al.*, 1996). Questo approccio grafico permette di valutare la strategia alimentare della popolazione esaminando la distribuzione dei punti lungo le diagonali e gli assi del grafico; per maggiori dettagli si rimanda ad AMUNDSEN *et al.* (1996). In questa analisi le piante sono state escluse per l'impossibilità di avere un loro conteggio quantitativo. Inoltre per i campioni di giugno è stato valutato l'utilizzo delle prede in relazione alla loro abbondanza per ciascun sito attraverso l'utilizzo dell'indice di elettività di IVLEV (1961): $E_i = (r_i - p_i) / (r_i + p_i)$, dove p_i è l'abbondanza relativa nell'ambiente della categoria di cibo i e r_i è il suo utilizzo relativo nella dieta.

Il tipo di campionamento utilizzato per la stima della disponibilità di prede sottostima la presenza e l'abbondanza di *Procambarus clarkii*, una preda comune della congenera *Emys orbicularis*. Per questo motivo non è stata considerata in questo tipo di analisi, sebbene sia presente in entrambi i siti con la medesima densità (MACCARRONE *et al.*, 2016). In ogni caso, a causa dell'abbondanza di questo gambero nell'area e alle possibili implicazioni nella dieta di *Emys trinacris*, è stato utilizzato il Test esatto di Fischer per analizzare l'eventuale differenza di consumo tra i sessi (maschi adulti vs femmine adulte) e tra le coorti di età (giovani vs adulti). La stima della ricchezza di prede (S) è stata ottenuta attraverso la sommatoria delle diverse categorie tassonomiche individuate per l'analisi statistica, mentre l'ampiezza della nicchia trofica è stata calcolata con l'utilizzo dell'indice di Shannon (SHANNON & WEAVER, 1948). Tutte le analisi sono state eseguite utilizzando i software PAST (HARPER & RYAN, 2001) e R 3.2.5 (R Development Core Team, 2015).

3.2.2 Risultati

Dieta. I campioni di feci sono stati raccolti da 83 individui di *Emys trinacris* (53 maschi, 18 femmine e 12 giovani). Sei sono stati catturati nel Lago Preola, 16 nel sistema Gorgi Tondi Medio-Alto e 61 nel Gorgo Tondo Basso. In totale sono state identificate 23 differenti categorie di cibo. Le prede di origine animale sono state rinvenute nel 98,8% (n = 82) delle testuggini esaminate, mentre i resti vegetali (fibre, radici, perifiton e semi) nell'84,4% (n = 70). In particolare è stata riscontrata un'abbondante presenza di semi (n = 1665) all'interno del 39,8% dei campioni esaminati. Tra le prede, gli Insetti sono quelli che mostrano la maggiore diversificazione con 10 ordini (Tab. 23). Le loro forme acquatiche sono quelle più rappresentate: *imagines* di Heteroptera (Corixidae, Notonectidae e Pleidae), *imagines* e larve (principalmente Dytiscidae) di Coleoptera e pupe e larve (principalmente Simuliidae e Stratiomyidae) di Diptera. Gli invertebrati non acquatici (Hymenoptera Formicidae, Homoptera, Odonata *imagines*, Coleoptera Staphylinidae, *imagines* di Plecoptera, Diptera ed Ephemeroptera) sono presenti, ma generalmente con una frequenza inferiore al 10%. Un'altra categoria di prede frequenti sono i crostacei Malacostraca e Ostracoda, mentre i Mollusca Gasteropoda sono stati ritrovati solo sporadicamente.

PREDE		Frequenza di occorrenza (%)				Abbondanza (%)			
		M (n=53)	F (n=18)	JUV (n=12)	Totale (n=83)	M (n=1235)	F (n= 582)	JUV (n=161)	Total (n=1978)
MOLLUSCA	Gasteropoda	-	5,6	-	1,2	-	0,2	-	0,1
CRUSTACEA		75,5	61,1	41,7	67,5	43,9	81,4	10,6	52,2
	Malacostraca	64,2	50,0	41,7	57,8	2,8	1,5	3,1	2,5
	Ostracoda	15,1	22,2	16,7	16,9	41,1	79,9	7,5	49,7
ARACHNIDA	Aranea	5,7	-	-	3,6	0,2	-	-	0,2
HEXAPODA		94,3	94,4	100,0	95,2	55,9	18,4	89,4	47,6
	Coleoptera	56,6	61,1	66,7	59,0	5,0	2,1	8,7	4,4
		I	54,7	61,1	66,7	4,9	2,1	8,7	4,1
		L	1,9	-	-	1,2	0,1	-	0,2
	Collembola	1,9	-	8,3	2,4	0,1	-	0,6	0,1
	Diptera	30,2	38,9	16,7	30,1	7,9	1,4	2,5	5,6
		I	9,4	22,2	-	10,8	0,5	0,7	0,5
		P	5,7	-	16,7	6,0	3,2	-	2,2
		L	18,9	22,2	-	16,9	4,3	0,7	2,9
	Ephemeroptera	I	3,8	5,6	16,7	6,0	0,3	0,5	1,2
	Heteroptera	I	58,5	72,2	83,3	65,1	39,4	13,6	70,2
	Homoptera		-	-	8,3	1,2	-	-	0,6
	Hymenoptera		9,4	-	8,3	7,2	0,5	-	0,6
		Formicidae	7,5	-	8,3	6,0	0,4	-	0,6

PREDE	Frequenza di occorrenza (%)				Abbondanza (%)			
	M (n=53)	F (n=18)	JUV (n=12)	Totale (n=83)	M (n=1235)	F (n= 582)	JUV (n=161)	Total (n=1978)
No ID	1,9	-	-	1,2	0,1	-	-	0,1
Odonata	18,9	-	25,0	15,7	1,0	-	2,5	0,8
Anisoptera (N)	11,3	-	8,3	8,4	0,7	-	1,3	0,5
Zigoptera (N)	5,7	-	8,3	4,8	0,2	-	0,6	0,2
Zigoptera (I)	1,9	-	8,3	2,4	0,1	-	0,6	0,1
Plecoptera	7,5	5,6	16,7	8,4	0,4	0,2	1,2	0,4
I	7,5	5,6	8,3	7,2	0,4	0,2	0,6	0,3
N	-	-	8,3	1,2	-	-	0,6	0,1
Trichoptera	3,8	-	8,3	3,6	0,2	-	0,6	0,2
Non identificato	13,2	22,2	8,3	14,5	1,1	0,7	0,6	0,9
Vegetali	81,1	100,0	75,0	84,3	-	-	-	-
Materia organica non identificata	88,7	100,0	91,7	91,6	-	-	-	-

Tab. 23 – Composizione della dieta di 83 individui di *Emys trinacris*, Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorgi Tondi”. Frequenza di occorrenza e abbondanza di ogni categoria di preda suddivise per sesso e categoria di età: M = maschi adulti; F = femmine adulte; JUV = individui immaturi. Stadio di sviluppo delle prede: I = *Imago*; P = Pupa; N = Ninfa; L = Larva

Differenze nella dieta tra sessi e per età, Considerando solo i resti animali non è stata rilevata una differenza significativa nella composizione della dieta sia tra i sessi sia per l'età (ANOSIM, $p > 0,05$, in tutti i casi). Allo stesso modo l'esame dei resti vegetali in termini di Fo confermano l'assenza di differenze tra i sessi e tra le coorti di età. In ogni caso, le femmine mostrano un minore diversità nella composizione della dieta ($H= 0,6566$ e $S= 7$), rispetto ai maschi ($H= 1,277$ e $S= 12$) e ai giovani ($H= 1,135$ e $S= 12$), con una maggiore abbondanza di Ostracoda ed una minore rappresentanza degli Heteroptera rispetto ai maschi e ai giovani (Tab. 23). L'alieno invasivo *Procambarus clarkii* è consumato sia dagli adulti che dai giovani (Tab. 23) senza alcuna differenza significativa tra i sessi e tra le coorti di età (Test esatto di Fisher, $p > 0,05$, in tutti i casi). Metà dei campioni sia dei maschi che delle femmine contengono semi senza differenze significative ($t = 0,7463$, $p > 0,05$) con una maggiore quantità media per campione nelle femmine (media = 37,3, range 0 - 450) rispetto ai maschi (media = 17,4, range 0 - 220). Un terzo dei campioni degli individui giovani contengono un numero medio di 6,5 semi per animale (range 0 - 50) .

Strategia trofica e variazioni stagionali. Il numero relativamente alto di *taxa* individuati all'interno dei campioni analizzati e l'alto contenuto di resti vegetali mettono in evidenza l'ampia nicchia trofica della popolazione di *Emys trinacris* studiata. In aggiunta, considerando il grafico di Amundsen, *E. trinacris* mostra una strategia trofica generalista poiché nessuna preda è situata nella parte superiore destra del piano cartesiano (Fig. 69a) sebbene una considerevole componente della dieta sia costituita da Heteroptera e Ostracoda. Analizzando i dati stagionali emergono comunque alcune variazioni. In Aprile le prede principali sono: Heteroptera, Malacostraca, Coleoptera e Diptera (Fig. 69b), mentre in Giugno sono Heteroptera, Malacostraca, Coleoptera e Ostracoda (Fig. 69c) e nel mese di Settembre gli Ostracoda aumentano la loro importanza mentre i Malacostraca diventano meno frequenti (Fig. 69d). L'ampiezza della nicchia trofica mostra una riduzione durante il periodo di attività esaminato, maggiore nel mese di Aprile ($H= 1,4310$) e minore in Giugno ($H= 1,3600$) e Settembre ($H= 0,9754$), quando diventa evidente una specializzazione verso gli Ostracoda. Anche la presenza dei semi appare legata alla stagionalità, con la massima abbondanza nel mese di Aprile ($n= 1472$) rispetto a Giugno ($n= 13$) e Settembre ($n= 81$). Al contrario non è stata rilevata alcuna differenza significativa nell'occorrenza di piante durante i periodi esaminati.

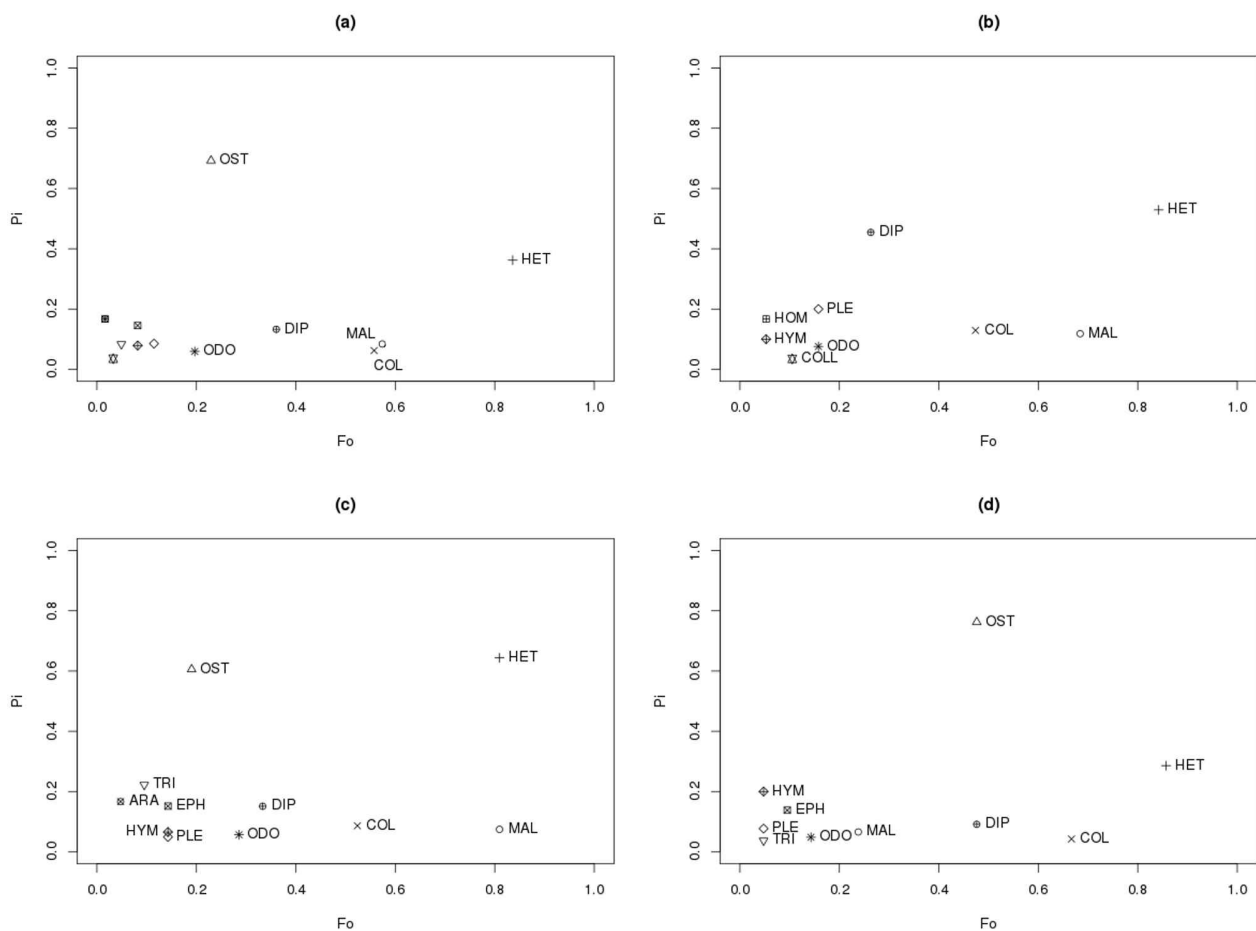


Fig. 69 – Il grafico di Costello modificato secondo Amundsen *et al.* (1996) mostra la strategia trofica complessiva di *Emys trinacris* (a, in alto a sinistra), nella stagione precedente la deposizione (b, in alto a destra), durante il periodo di deposizione delle uova (c, in basso a sinistra) e nel periodo dopo la deposizione delle uova (d, in basso a destra). Pi = importanza specifica della preda; Fo = Frequenza di occorrenza. Le categorie di prede con valori di Pi e Fo minori di 0,2 non sono indicate nel grafico complessivo. MAL = Malacostraca, OST = Ostracoda, HET = Heteroptera, COL = Coleoptera, PLE = Plecoptera, TRI = Tricottera, EPH = Ephemeroptera, ODO = Odonata, HYM = Hymenoptera, DIP = Diptera, COLL = Collembola, HOM = Homoptera, ARA = Aranea.

Disponibilità di prede e differenze della dieta tra i siti. Le due comunità esaminate sono molto differenti sia per abbondanza sia per composizione. Durante i campionamenti sono stati raccolti un totale di 441 invertebrati e otto vertebrati, di cui 346 (78%) nel Gorgo Tondo Basso e 103 (22%) nel sistema Gorghi Tondi Medio-Alto. Anche la biomassa delle prede potenziali è decisamente minore nel sistema Gorghi Tondi Medio-Alto (0,104 g) rispetto al Gorgo Tondo Basso (0,457 g). Il campione del Gorgo Tondo Basso è costituito da nove *taxa* differenti con un'alta abbondanza di Heteroptera acquatici, mentre la comunità dei Gorghi Tondi Medio-Alto è composta da soli sei *taxa* dominati dai Coleoptera

acquatici e dalle larve di Diptera. I pesci (*Gambusia holbrooki*) sono stati invece catturati solo nei Gorghi Tondi Medio-Alto (Tab. 24), dove sono stati catturati anche quattro individui di *Cyprinus carpio* all'interno delle nasse utilizzate per la cattura delle testuggini.

L'abbondanza delle prede varia in base all'ambiente sia nel Gorgo Tondo Basso (Chi-quadrato = 153,4; g.l. = 2; $p < 0,001$) sia nei Gorghi Tondi Medio-Alto (Chi-quadrato = 190,3; g.l. = 2; $p < 0,001$). Gli ambienti più ricchi di potenziali prede sono le acque basse con vegetazione acquatica e le sponde vegetate con elofite mentre le acque aperte superficiali sono molto più povere (Fig. 70).

La ricchezza di *taxa* presenti nella dieta delle due sottopopolazioni di testuggini è molto differente con solo quattro categorie di prede nei Gorghi Tondi Medio-Alto e 11 nel Gorgo Tondo Basso (Tab. 24). Allo stesso modo l'ampiezza della nicchia trofica appare abbastanza differente, con un maggiore diversità nel Gorgo Tondo Basso ($H = 1,3600$) rispetto ai Gorghi Tondi Medio-Alto ($H = 0,9754$). Nonostante queste differenze è stato riscontrato, in termini di frequenza di occorrenza, un simile utilizzo dei vegetali e valori più elevati per il *Procambarus clarkii* nel Gorgo Tondo Basso in termini di frequenza di occorrenza. Nel Gorgo Tondo Basso le testuggini mostrano una selezione positiva per Ostracoda, Coleoptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Hymenoptera and Aranea (Fig. 71a) mentre nel sistema Gorghi Tondi Medio-Alto per Coleoptera and Gasteropoda (Fig. 71b). Il minor numero medio di prede per campione di feci nei Gorghi Tondi Medio-Alto ($n = 1,0$) rispetto al Gorgo Tondo Basso ($n = 15,6$) riflette la più alta disponibilità di prede in quest'ultimo, sia in termini di diversità di prede potenziali sia di biomassa.

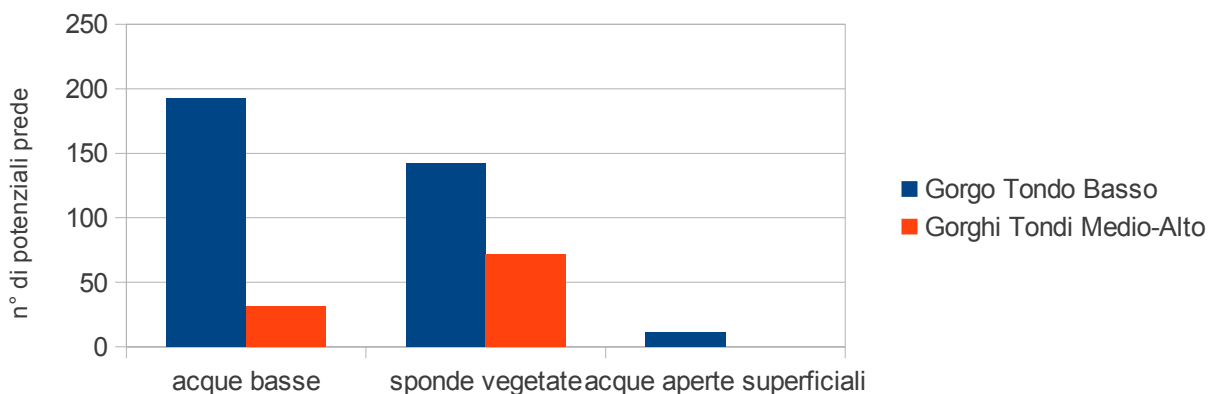


Fig. 70 – Numero di individui di potenziali prede catturati nei diversi macro-ambienti in cui sono stati suddivisi i siti

Tab. 24 – Frequenza di occorrenza delle prede per sito e disponibilità di prede potenziali per sito (Gorgo Tondo Basso vs Gorghi Tondi Medio-Alto). Stadio di sviluppo della preda: I = Imago; P = Pupa; N = Ninfa; L = Larva

Prede		Frequenza di occorrenza (%)		Numero di esemplari campionati		
		Gorgo Tondo Basso (n=21)	Gorghi Tondi Medio-Alto (n=16)	Gorgo Tondo Basso	Gorghi Tondi Medio-Alto	
MOLLUSCA	Gasteropoda	-	6,3	1	4	
CRUSTACEA		81,0	56,3			
	Malacostraca	81,0	56,3			
	Branchiopoda	-	-	6	-	
	Copepoda	-	-	3	-	
	Ostracoda	19,0	-	15	-	
ARACHNIDA	Aranea	4,8	-			
HEXAPODA		95,2	87,5			
	Coleoptera			5	17	
		I	52,4	81,3	4	6
		L	-	-	1	11
	Diptera		33,3		5	55
		I	23,8	-	-	-
		P	-	-	-	-
		L	14,3	-	5	55
	Ephemeroptera	I	14,3	-	17	3

Prede		Frequenza di occorrenza (%)		Numero di esemplari campionati		
		Gorgo Tondo Basso (n=21)	Gorghi Tondi Medio-Alto (n=16)	Gorgo Tondo Basso	Gorghi Tondi Medio-Alto	
	Heteroptera	I	81,0	-	289	-
	Hymenoptera		14,3	-	-	-
		Formicidae	9,5	-	-	-
		No ID	4,8	-	-	-
	Odonata		28,6	-	5	-
		Anisoptera (N)	9,5	-	-	-
		Zigoptera (N)	14,3	-	5	-
		Zigoptera (I)	4,8	-	-	-
	Plecoptera	I	14,3	-	-	-
	Trichoptera		9,5	-	-	-
	Non Identificato		14,3	12,5	-	-
VERTEBRATA	Teleostei		-	-	-	8
VEGETALI			90,5	81,3		
	Materia organica non identificata		81,0	100,0		

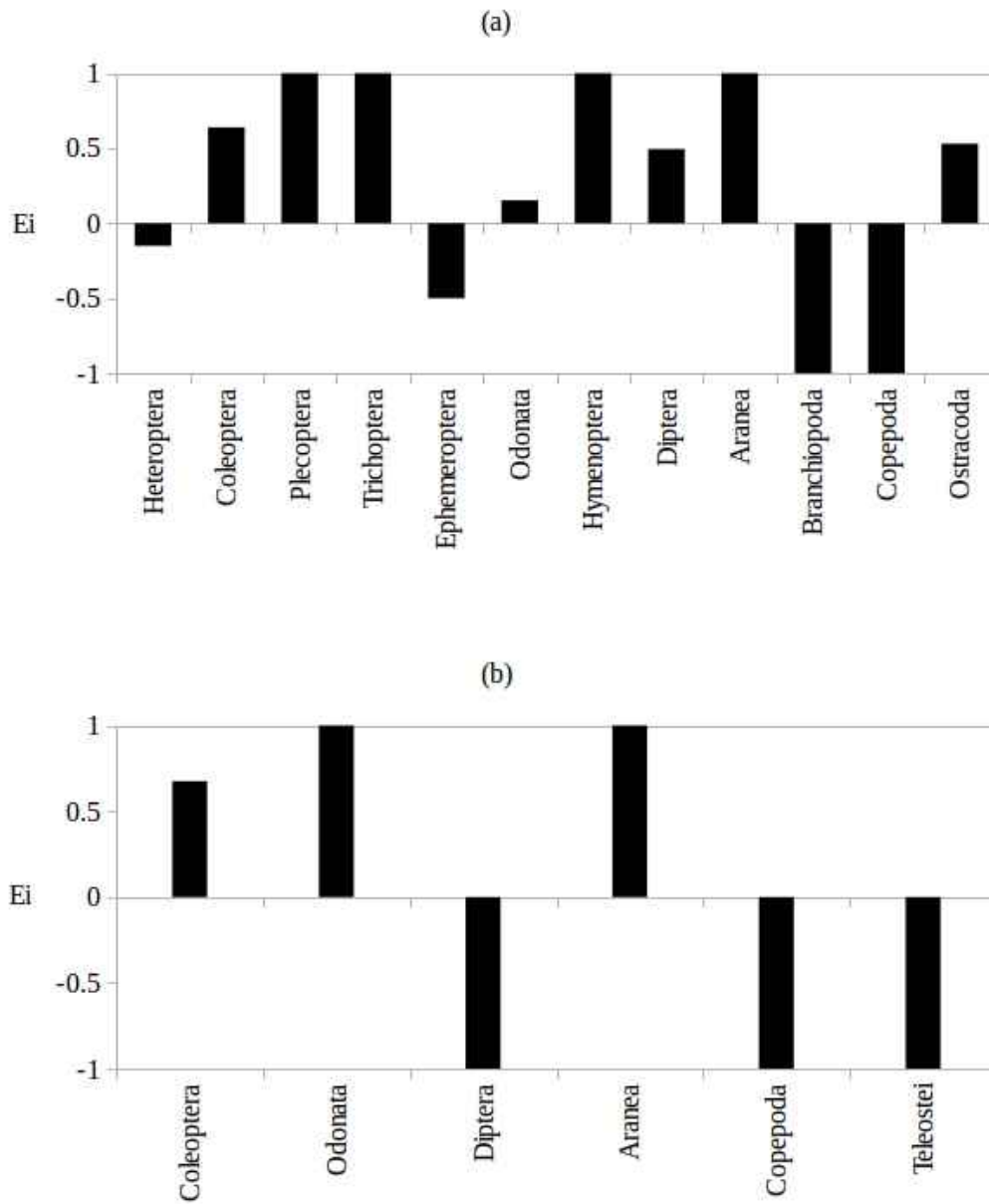


Fig. 71 – Indice di elettività di Ivlev (E_i) per le prede di *Emys trinacris* nel Gorgo Tondo Basso **(a)** e nel sistema Gorgi Tondi Medio-Alto **(b)**

3.2.3 Discussione

La strategia trofica della popolazione di testuggine palustre siciliana della Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorgi Tondi” rispecchia quella della sua congenera *Emys orbicularis* (FICETOLA *et al.*, 2006), seguendo uno schema sostanzialmente opportunistico e generalista. Le principali prede sono invertebrati acquatici, mentre quelli terrestri sono stati ritrovati solo sporadicamente. I vegetali, costituiti principalmente da resti di foglie e radici di piante acquatiche, sono stati rinvenuti con un’alta frequenza di occorrenza. Sebbene sia difficile stabilire se siano stati ingeriti accidentalmente durante l’attività di caccia o se rappresentino effettivamente una fonte di nutrimento primario (LINDEMAN, 1996), i risultati ottenuti sono in accordo con le considerazioni di FICETOLA *et al.* (2006). La presenza di grandi fibre di foglie di liscia (*Thypha* spp.) in molti campioni può infatti far ipotizzare che siano state ingerite volontariamente, come peraltro già osservato in Spagna per *E. orbicularis* (AYRES *et al.*, 2010) e anche durante lo svolgimento dei campionamenti per questa ricerca (oss. pers.). Inoltre la grande abbondanza di semi, soprattutto nel periodo primaverile, rafforza l’ipotesi che il materiale vegetale sia stato ingerito volontariamente. Al contrario di altri studi condotti su *E. orbicularis* (OTTONELLO *et al.*, 2005; ÇIÇEK & AYAZ, 2011) non è stata rilevata alcuna differenza nella presenza di piante tra i sessi e tra le coorti, suggerendo che questo tipo di risorsa sia utilizzata durante l’intero periodo di attività e indifferentemente dal sesso e dall’età degli individui. Va comunque ricordato che CAPUTO & VOGT (2008) hanno dimostrato come le analisi dei campioni fecali possano causare una sovrastima dei resti vegetali rispetto a quelli animali.

Per questo motivo bisogna fare molta attenzione nell’interpretazione dei dati anche perché alcune prede potrebbero non essere state individuate a causa di una loro completa digestione (DEMUTH & BUHLMANN, 1997). In particolare, la presenza di girini, che sono una delle principali prede di *E. orbicularis* in Turchia (ÇIÇEK & AYAZ, 2011) potrebbe essere ampiamente sottostimata, ma in questo caso specifico non dovrebbe essere avvenuto poiché negli ultimi anni si è verificata una netta contrazione delle popolazioni di anfibi, probabilmente a causa dell’introduzione e della successiva espansione di *Procambarus clarkii* (D’Angelo S., oss. pers.).

I maschi e i giovani mostrano una nicchia trofica più ampia rispetto alle femmine sebbene non sia stata rilevata una differenza significativa nella composizione della dieta durante lo studio. I risultati lasciano supporre che i maschi e le femmine utilizzino gli stessi microhabitat durante il foraggiamento, come suggerito da ÇIÇEK & AYAZ (2011) per *E.*

orbicularis. La presenza di invertebrati bentonici, come le forme giovanili di Coleoptera, Odonata, Plecoptera e Trichoptera, suggerisce un'attività di foraggiamento nel fondo mentre il foraggiamento nectonico e superficiale è evidenziato dalla presenza di nuotatori attivi (es. *imagines* di Heteroptera) e di invertebrati non acquatici (es. Formicidae e *imagines* di Odonata), i cui cadaveri sono stati spesso osservati galleggianti sulla superficie dell'acqua (oss. pers.). L'ampia nicchia trofica di *Emys trinacris* sembra inoltre permetterle di adattarsi agevolmente ai cambiamenti nell'abbondanza di prede e nella composizione della comunità. La strategia opportunistica è infatti confermata dalla differenza nella composizione della dieta durante le stagioni, con una grande importanza degli Heteroptera durante tutto l'anno e un aumento degli Ostracoda e una diminuzione di *Procambarus clarkii* dalla primavera all'autunno. In particolare, la preferenza di alcuni individui per gli Ostracoda nella stagione post-riproduttiva e la notevole abbondanza degli Heteroptera nel Gorgo Tondo Basso possono essere riconducibili alla scelta di prede che seppur caratterizzate da un valore energetico non elevato sono facilmente catturabili anche grazie alla loro abbondanza (OLTRA & MIRACLE, 2000), in accordo con la teoria del foraggiamento ottimale (MACARTHUR & PIANKA, 1966), sebbene non è da escludere che gli Ostracoda, date le loro ridotte dimensioni, possano essere stati ingeriti accidentalmente assieme ad altro cibo. Ad aggiungere un ulteriore elemento di variabilità è la presenza di due pesci alieni, *Gambusia holbrooki* e *Cyprinus carpio*, che sembrano avere un impatto notevole sulla comunità di invertebrati acquatici del sistema dei Gorghi Tondi Medio-Alto.

Dall'analisi dei risultati emerge infatti che il lago senza pesci (Gorgo Tondo Basso) possiede una maggiore diversità e abbondanza di invertebrati acquatici rispetto ai copri idrici in cui sono stati introdotti i pesci (sistema Gorghi Tondi Medio-Alto). La presenza di queste due specie invasive può avere infatti un'ampia gamma di impatti diretti e indiretti, tra cui interazioni competitive per il cibo e per gli habitat, predazione, peggioramento della qualità dell'acqua, aumento della torbidità e della concentrazione della clorofilla *alfa*, che possono alterare drasticamente l'ecosistema e le biocenosi native (MIRACLE *et al.*, 2006; VILIZZI *et al.*, 2015). Sebbene non sia possibile stabilire direttamente se i pesci abbiano avuto un effetto sulla disponibilità delle prede di *Emys trinacris* è comunque plausibile assumere indirettamente che la comunità originaria di invertebrati nei due siti di studio (Gorgo Tondo Basso e Gorghi Tondi Medio-Alto) potesse essere molto simile, data la loro vicinanza e le caratteristiche molto simili degli ambienti (vedi cap. 1.1). Inoltre, l'ipotesi che l'attuale netta differenza sia dovuta alla presenza dei pesci è coerente con molte altre osservazioni ed esperimenti riportati in letteratura (vedere per un'revisione completa

VILIZZI *et al.*, 2015). In aggiunta, le alte densità di invertebrati acquatici capaci di volo attivo (Heteroptera) presenti nel Gorgo Tondo Basso e la loro assenza dai Gorghi Tondi Medio-Alto (Fig. 72 e Tab. 24), distanti appena 200 m in linea d'aria, permette di avvalorare ulteriormente questa ipotesi, come peraltro le ripetute osservazioni di banchi di *Gambusia holbrooki* a pelo d'acqua, in attesa di cibarsi delle uova di Odonati durante la loro deposizione (oss. pers.; Fig. 73).



Gorghi Tondi Medio-Alto



Gorgo Tondo Basso

Fig. 72 – Immagini di confronto subacquee tra i due siti. Nei Gorghi Tondi Medio-Alto si nota la sola presenza di *Gambusia holbrooki* mentre nel Gorgo Tondo Basso è possibile osservare la varietà di invertebrati con una netta dominanza di Heteroptera



Fig. 73 – Numerosi esemplari di *Gambusia holbrooki* in attesa della deposizione delle uova da parte di un tandem di *Sympetrum* sp., Gorgo Tondo Medio

Tutte queste differenze si riflettono nella composizione della dieta delle testuggini del Gorgo Tondo Basso rispetto a quelle del sistema Gorghi Tondi Medio-Alto. In quest'ultimo le testuggini hanno una nicchia trofica molto ristretta e limitata a prede meno influenzate dalla presenza dei pesci, grazie alla presenza di un esoscheletro coriaceo (crostacei e Ditiscidi), di conchiglie o di meccanismi di difesa (GHERARDI *et al.*, 2011). Al contrario nel Gorgo Tondo Basso le testuggini mostrano una nicchia trofica molto più ampia e con un numero maggiore di prede per individuo, se comparata con il drastico impoverimento della comunità di invertebrati acquatici del sistema Gorghi Tondi Medio-Alto. Oltre all'impatto arrecato dai pesci va ricordato che anche l'invasivo gambero rosso della Louisiana può avere una notevole influenza sugli ecosistemi d'acqua dolce in cui viene introdotto, causando l'impoverimento o il cambiamento delle comunità di macrofite e dei macro-invertebrati a esse associate (RODRÍGUEZ-PÉREZ *et al.*, 2015) o l'alterazione della qualità dell'acqua (RODRÍGUEZ *et al.*, 2003). In questo caso specifico il *Procambarus clarkii* è diffuso in tutte le zone umide indagate ed è utilizzato come risorsa trofica da parte di *Emys trinacris*, come peraltro già osservato in altre popolazioni di *Emys orbicularis* (OTTONELLO *et al.*, 2005), confermando la buona attitudine della testuggine palustre ad adattarsi ai cambiamenti ambientali. Il consumo di questa nuova preda è stato ormai documentato per numerose specie in Europa (GEIGER *et al.*, 2005) e in alcuni casi è stato addirittura ipotizzato un effetto positivo su specie considerate in pericolo (TABLANDO *et al.*, 2010). Tuttavia va sottolineato che un eccessivo consumo di gamberi potrebbe causare un impatto indiretto sulla popolazione di testuggine palustre siciliana studiata, dovuto alla biomagnificazione a causa dell'alta concentrazione di metalli pesanti (Cd, Cu, As, Zn, Pb, Cr e Ni) riscontrati nei suoi tessuti da BELLANTE *et al.* (2015) o come vettore di tossine (NASELLI-FLORIS *et al.*, 2007).

3.3 Allometria e biologia riproduttiva

La conoscenza della fenologia riproduttiva e della fecondità di una specie sono elementi essenziali per la pianificazione di corrette misure di conservazione e per l'impostazione di appropriati modelli teorici. Questi elementi sono quasi completamente sconosciuti per la testuggine palustre siciliana, mentre sono maggiormente noti per la congenera *E. orbicularis*. In quest'ultima la frequenza riproduttiva e le dimensioni della covata variano con le dimensioni delle femmine, la latitudine e la quota (ZUFFI *et al.*, 2011): le popolazioni settentrionali, che raggiungono dimensioni corporee maggiori, producono in genere una sola covata l'anno composta da molte uova (MITRUS & ZEMANEK, 1996) mentre quelle meridionali producono covate di piccole dimensioni generalmente una-due volte l'anno (Toscana: ZUFFI & ODETTI, 1998; Sardegna: FRITZ, 1995, Corsica, ZUFFI *et al.*, 2011), sebbene siano noti casi eccezionali fino a cinque covate l'anno (Spagna: KELLER, 1999). L'altitudine sembra avere lo stesso effetto della latitudine, per cui l'investimento parentale delle popolazioni montane è limitato ad una sola deposizione ma con covate di maggiori dimensioni rispetto alle popolazioni di pianura (ZUFFI *et al.*, 2007). Le popolazioni italiane depongono da 3 a 9 uova (moda 6, media 5,8) in nidi di 6-8 cm di diametro e profondi tra i 5 e i 10 cm (review in ZUFFI, 2000) ad una distanza compresa tra i 2 e i 20 metri dalla sponda (ODETTI, 1997; ROVINA, 1999), sebbene siano riportate migrazioni anche di 1000 metri in aree densamente forestate (ROVERO & CHELAZZI, 1996). Il periodo di deposizione delle uova è compreso tra Maggio e Luglio (revisione in ZUFFI, 2000), con schiuse che avvengono generalmente nei mesi di settembre e ottobre, anche se non sono rari casi di svernamento all'interno del nido fino alla primavera successiva (ZUFFI *et al.*, 2011). Altrettanto sconosciuto è il ciclo ovarico, che è stato invece parzialmente descritto per *E. orbicularis* da ZUFFI *et al.* (2015). In questo contesto di totale assenza di dati per quanto riguarda la testuggine palustre siciliana lo studio è stato incentrato su alcuni obiettivi principali, anche al fine di ottenere delle informazioni fondamentali per lo studio demografico delle due sottopopolazioni: 1) periodo di deposizione; 2) taglia minima a cui le femmine raggiungono la maturità sessuale 3) numero di uova per covata e frequenza annuale 4) ciclo ovarico.

3.3.1 Materiali e Metodi

Per lo studio della biologia riproduttiva sono state effettuate 10 sessioni di cattura durante il periodo di maggiore attività della specie (Marzo-Settembre) nel triennio 2014-2016. Nel 2014 sono stati effettuati campionamenti nel Gorgo Tondo Basso, nei Gorghi Tondi Medio-Alto e nel lago Preola, mentre negli anni successivi le catture sono state effettuate solo nei tre Gorghi alla luce delle evidenze sorte nell'analisi dei dati raccolti nel primo anno (vedi cap. 3.1.2). Il sesso è stato determinato in base ai caratteri sessuali secondari e le femmine sono state misurate (SCL, mm), pesate (g) e marcate individualmente (vedi cap. 3.1.1). La presenza di uova calcificate nell'ovidotto è stata verificata tramite la palpazione inguinale (ZUFFI *et al.*, 1999) direttamente nel luogo di cattura. Un campione casuale di femmine, fatta eccezione per quelle che presentavano uova alla palpazione, è stato prelevato e trasferito temporaneamente alla clinica veterinaria dell'Università di Messina per gli esami radiografici, endoscopici ed ecografici.

Il metodo radiografico è utilizzato da oltre cinquant'anni per lo studio delle uova calcificate (BURBIDGE, 1967) con un'efficienza di determinazione del numero esatto di uova del 100% (GIBBONS, 1990). L'esposizione a raggi X può però causare alterazioni morfologiche e teratologie, sebbene sembri che i cheloni siano meno suscettibili agli effetti collaterali rispetto agli anfibi e ai mammiferi (ALTLAND *et al.*, 1951). GIBBONS & GREENE (1979) utilizzando un'esposizione ai raggi X caratterizzata da "200 mA, 70 kV, 0,7 min" non hanno trovato differenze significative nel successo di schiusa di *Sternotherus odoratus* tra uova irradiate e non irradiate e nemmeno anomalie esterne evidenti nei neonati. In questo esperimento è stata utilizzata un'esposizione ai raggi X caratterizzata da "50 mA, 50 Kv, 0,1 min", simile a quella utilizzata da ZUFFI *et al.* (1999) per *Emys orbicularis*. In base a questi lavori è stata presunta l'assenza di danni significativi all'apparato riproduttore delle femmine e alle uova (HINTON *et al.*, 1997), sebbene sia consigliabile in via cautelativa sospendere questo tipo di analisi all'interno della popolazione studiata nei prossimi anni.

Le dimensioni delle uova sono state ricavate direttamente dalle immagini radiografiche. A causa della concreta possibilità che le uova non fossero posizionate parallelamente al piano radiografico è stata esclusa la misurazione del massimo diametro e quindi per le analisi statistiche è stato considerato solo il diametro minimo (D_{min}) con accuratezza di 0,5 mm. Il test non parametrico di Mann-Whitney è stato utilizzato per verificare l'eventuale differenza del numero di uova per covata tra i due differenti siti (Gorgo Tondo Basso vs Gorghi Tondi Medio-Alto), mentre non è stato possibile includere

in questa analisi il Lago Preola a causa dello scarso numero di campioni. I dati raccolti in anni differenti sono stati trattati in modo univoco per aumentare l'accuratezza del campione statistico poiché non sembra esistere una variabilità inter-annuale significativa nella congenera *Emys orbicularis* (ZUFFI & FOSCHI, 2015).

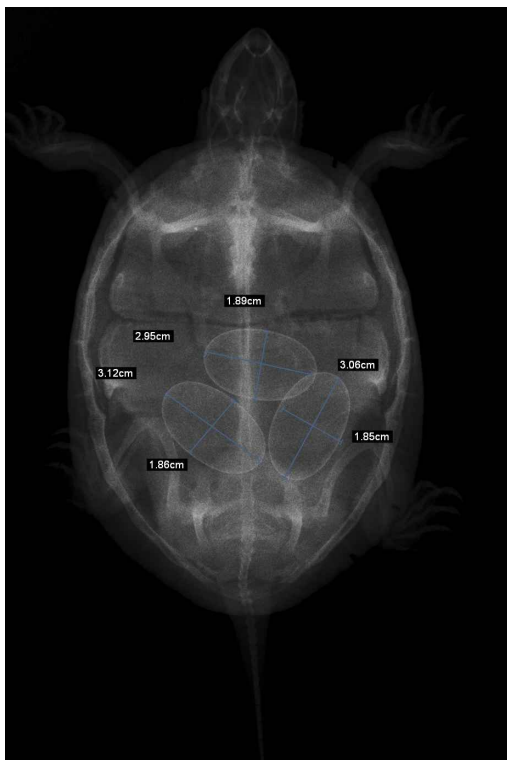


Fig. 74 – Radiografia di una femmina di *Emys trinacris* con 3 uova calcificate.

Per la cloacoscopia è stata utilizzata la metodologia adottata da SPADOLA & INSACCO (2009). L'esame è stato eseguito dal prof. Filippo Spadola mediante l'utilizzo di un otoscopio Karl Storz con visione lineare 0° (lente 8,5 cm, 5 mm diametro, serial number 67260A) equipaggiato con un cavo a fibra ottica collegato ad una telecamera (Telecam DX-II). L'intero sistema è stato successivamente collegato ad un Karl Storz "TELE PACK" che ha fornito la luce ed a permesso il controllo della telecamera e la registrazione delle immagini su

di un laptop. Durante l'intera procedura gli animali sono stati mantenuti fermi manualmente in decubito ventrale (Fig. 75). Dopo l'introduzione dell'endoscopio per favorire la dilatazione della cloaca è stata inoculata una soluzione salina (NaCl 0,9%) a 30°C con aggiunta di lidocaina 2% (3 ml). La distensione mediante l'utilizzo del fluido è stata utilizzata durante tutta la procedura permettendo un migliore e più ampia visione (SPADOLA *et al.*, 2008). Per evitare la trasmissione di potenziali patogeni al termine di ogni esame la strumentazione è stata appositamente disinfettata.



Fig. 75 – Esame endoscopico



Fig. 76 – Immagine ecografica della femmina 571, maggio 2016

Fig. 77 – Immagine endoscopica della femmina 571, maggio 2016

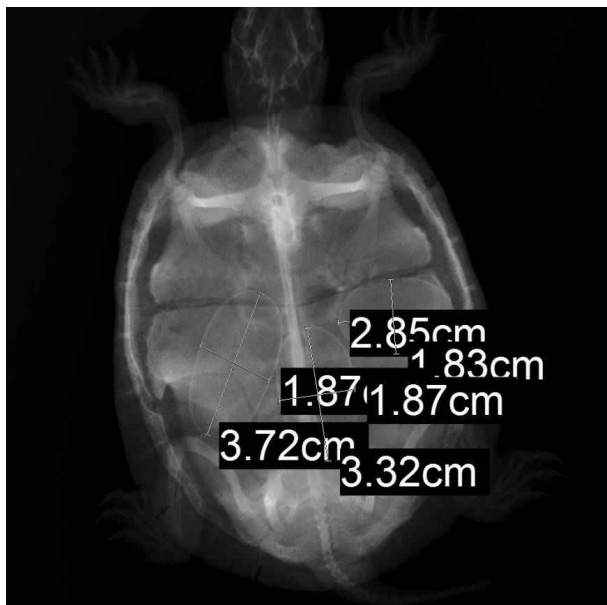
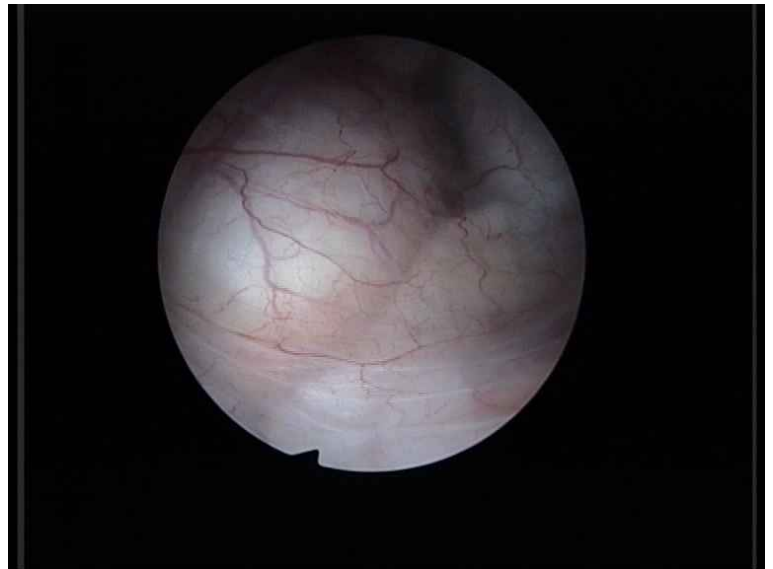


Fig. 78 – Immagine radiografica della femmina 571, maggio 2016

In base all'esame endoscopico è stato classificato lo stato riproduttivo delle femmine secondo i seguenti criteri:

Fase 1. Attività follicolare latente o nulla. In questo caso l'esame endoscopico non ha permesso di osservare nessun follicolo né dalle vesciche accessorie né dalla vescica. Si tratta di femmine che hanno scarsa o nulla attività ovarica in corso, in cui i follicoli possono essere di dimensioni ridotte e/o posizionati dorsalmente e pertanto non osservabili mediante esame endoscopico (Fig. 79a).

Fase 2 (pre-ovulatoria 1): in questo caso l'esame endoscopico ha rilevato la presenza di follicoli generalmente di forma sferica e con colorazione bianca (pre-vitellogenetici) o giallo crema (vitellogenetici) aventi diametro inferiore ai 10 mm (CONGDON & GIBBONS, 1985). Sono solitamente osservabili dalle vesciche accessorie perchè posizionati dorsalmente (Fig. 79b).

Fase 3 (pre-ovulatoria 2): in questo caso l'esame endoscopico ha rilevato la presenza di follicoli di forma sferici o ovoidali aventi diametro superiore ai 10 mm (CONGDON & GIBBONS, 1985) di colore giallo intenso o arancio. Sono osservabili anche dalla vescica perchè situati in posizione ventrale (Fig. 79c).

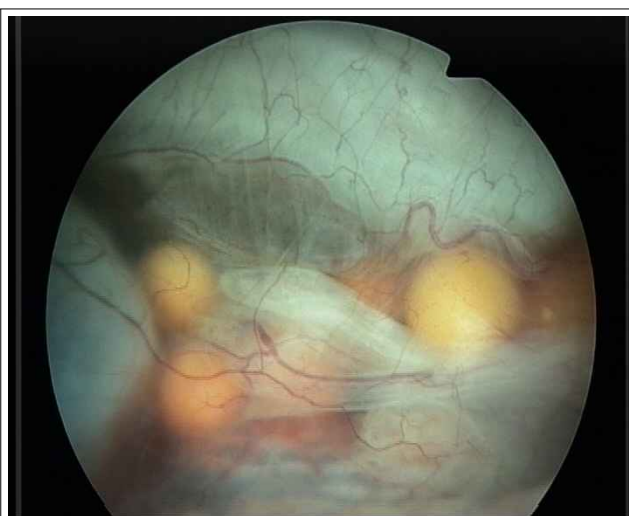
Fase 4 (post ovulatoria che precede la deposizione): in questo caso l'esame endoscopico ha rilevato la presenza di uova calcificate nell'ovidotto. In alcuni individui in questa fase è possibile osservare la presenza contemporanea di follicoli, uova calcificate e *corpora lutea*, caratteristica tipica del ciclo riproduttivo dei Cheloni (Fig. 79d).

Le dimensioni dei follicoli sono state verificate a campione su 17 femmine tramite esame ecografico e confrontate con la classificazione qualitativa proposta ottenendo una corretta assegnazione nel 100% dei casi.



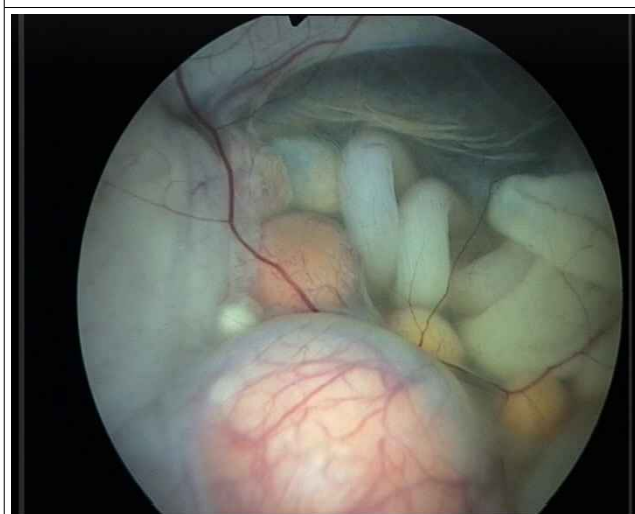
A

Fase 1. Assenza di follicoli osservabili sia dalla vescica che dalle vesciche accessorie. Luglio



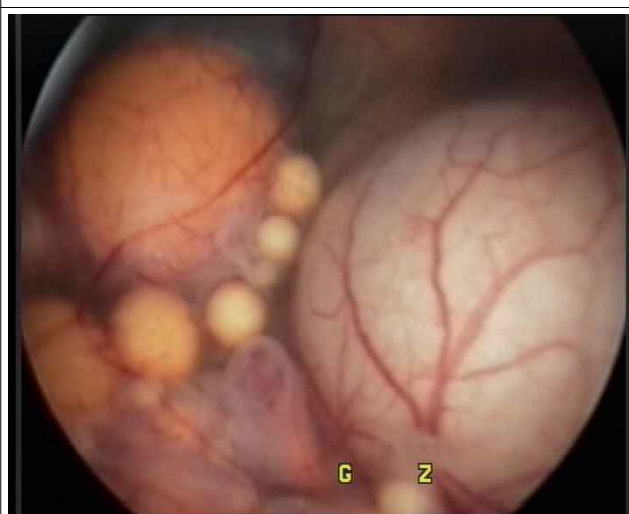
B

Fase 2. Presenza di follicoli sferici aventi diametro generalmente inferiore ai 10 mm, osservabili dalle vesciche accessorie. Settembre



C

Fase 3. Presenza di follicoli con forma ovale aventi diametro superiore ai 10 mm, osservabili solitamente dalla vescica. Maggio



D

Fase 4. Presenza di follicoli a vario stadio di sviluppo e uova calcificate, osservabili dalla vescica. Giugno

Fig. 79 – Fasi del ciclo ovarico di *Emys trinacris*

3.3.2 Risultati

Tra il 2014 e il 2016 sono effettuate 321 catture di 187 femmine diverse, 152 dal Gorgo Tondo Basso, 26 dai Gorghi Tondi Medio-Alto e 9 dal Lago Preola. Tutte sono state esaminate tramite palpazione inguinale per la verifica sul campo della presenza di uova calcificate e 71 sono state sottoposte a esame radiografico e/o endoscopico ed ecografico.

Quattordici femmine sono state esaminate più volte durante l'anno per studiarne il ciclo biologico. Per quanto concerne il periodo di deposizione delle uova sono state osservate femmine con uova calcificate solo nei mesi di maggio, giugno e luglio, con un picco nel mese di giugno (Fig. 80). È stata inoltre accertata una doppia deposizione di un sola femmina trovata con quattro uova calcificate il 10/06/2015 e con cinque uova calcificate il 7/7/2015.

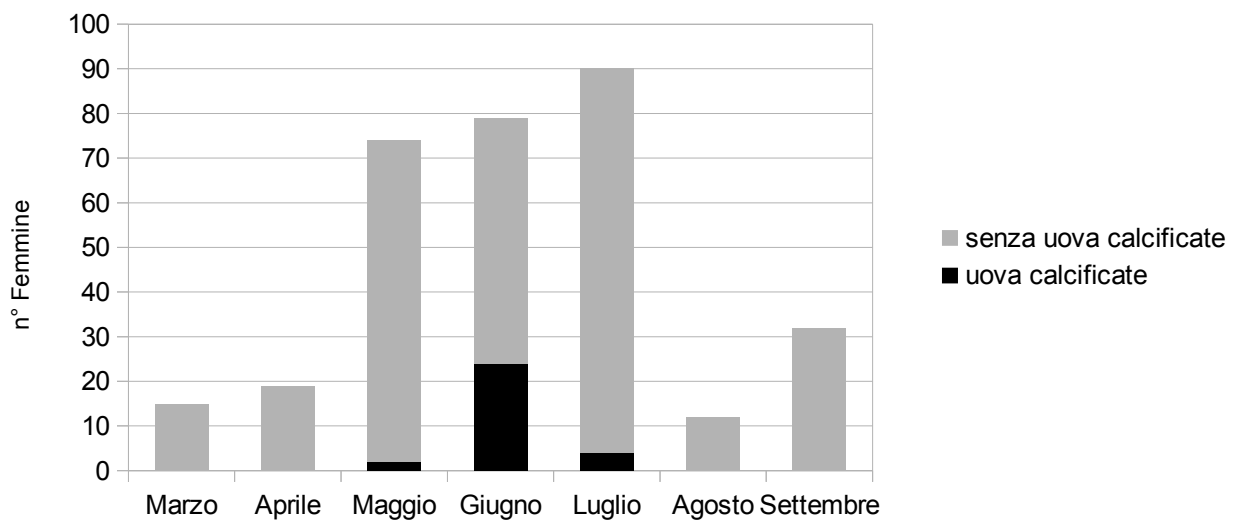


Fig. 80 – Numero di femmine di *Emys trinacris* con e senza uova calcificate nell'ovidotto determinato mediante la palpazione inguinale

Considerando solo i mesi interessati dalla presenza di uova calcificate si può osservare un picco di femmine (34%) con uova calcificate nella prima metà di giugno (Fig. 81), sebbene l'andamento sia variabile a seconda del sito considerato (Fig. 82 e 83).

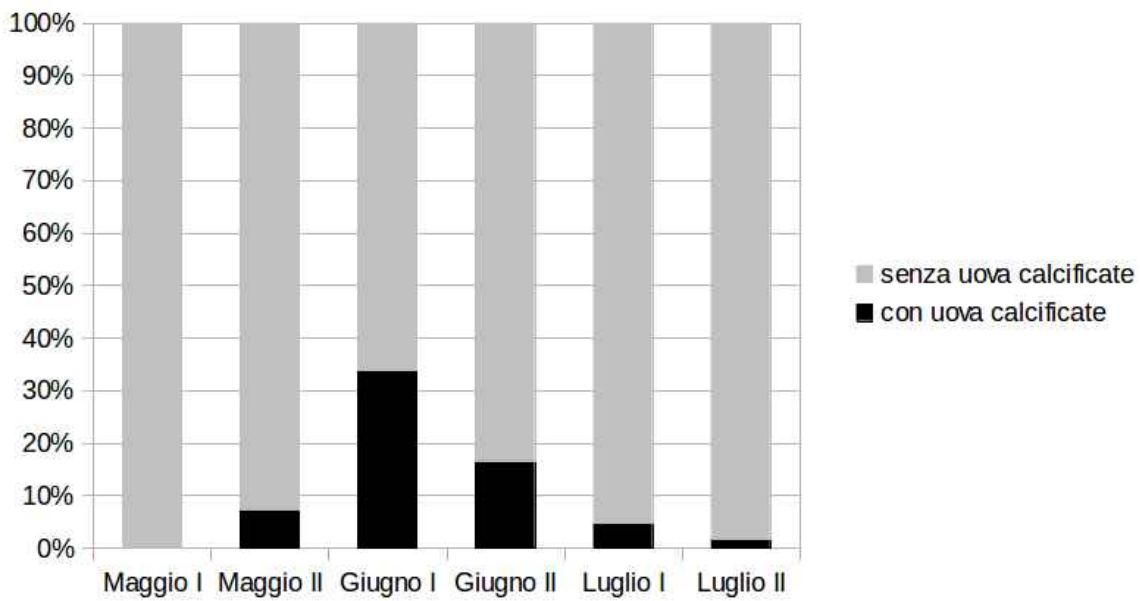


Fig. 81 – percentuale di femmine con presenza di uova calcificate con cadenza bisettimanale (I e II), dati complessivi della Riserva Naturale Integrale “Lago Preola e Gorgi Tondi”

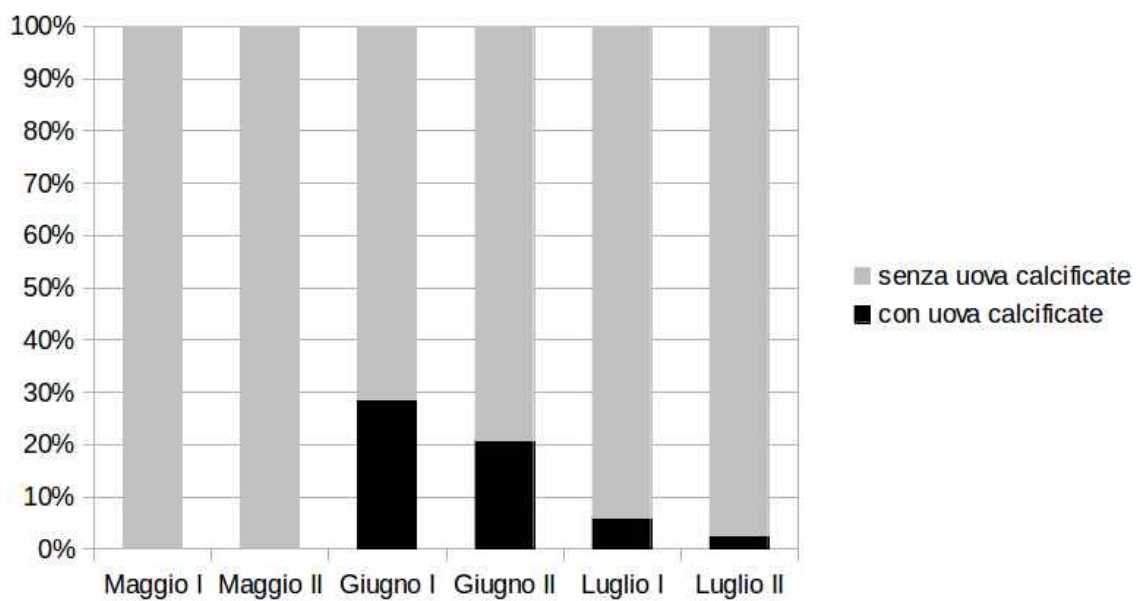
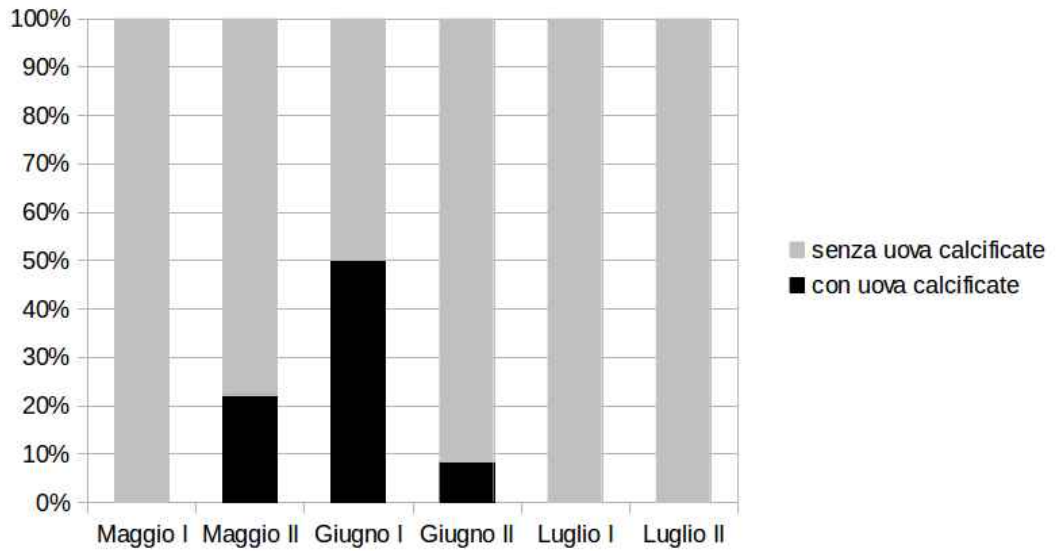


Fig. 82 – percentuale di femmine con presenza di uova calcificate con cadenza bisettimanale (I e II), Gorgo Tondo Basso

Fig. 83 –
percentuale di
femmine con
presenza di uova
calcificate con
cadenza
bisettimanale (I e
II), Gorghi Tondi
Medio-Alto



In totale sono state catturate 30 testuggini con uova calcificate, 21 dal Gorgo Tondo Basso, sette dai Gorghi Tondi Medio-Alto e due dal Lago Preola. Il numero medio complessivo di uova per femmina è di $4,37 \pm 1,47$ (range 2 – 8), con femmine più grandi che producono più uova (Fig. 84; F-statistic = 39,19, $p < 0,001$). La popolazione del Gorgo Tondo Basso presenta un valore di uova medio ($4,57 \pm 1,07$; range 2 -7) significativamente più elevato (Mann-Whitney U Test = 132,5, $p < 0,01$) rispetto a quella dei Gorghi Tondi Medio-Alto ($2,86 \pm 0,69$; range 2 – 4), che si correla alla diversità di taglia osservata nei due siti.

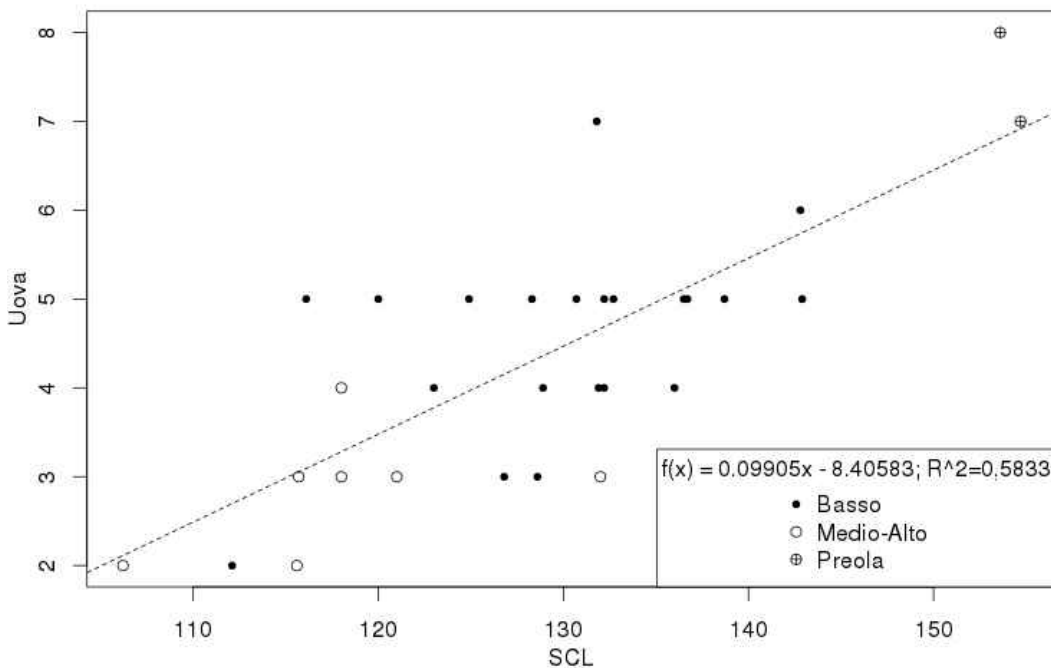


Fig. 84 –
Regressione
lineare tra
lunghezza minima
del carapace
(SCL, mm) e n° di
uova

Analogamente le due femmine con uova del Lago Preola, di dimensioni superiori a quelle dei Gorghi (154,7 e 153,6 mm) presentavano rispettivamente 7 e 8 uova calcificate.

Tab. 25 – Dati sintetici riguardanti la biologia riproduttiva delle femmine di *Emys trinacris*

Sito	N° medio uova	range	SCL medio (mm)	SCL min (mm)	SCL max (mm)
RN L. Preola–G. Tondi (n= 30)	4,37	2-8	129,0	106,2	154,7
G. Tondo Basso (n= 21)	4,57	2-7	130,2	112,1	142,9
G. Tondi Medio-Alto (n= 7)	2,86	2-4	118,1	106,2	132,0

In base agli esami endoscopici e radiografici le femmine mostrano attività follicolare in un intervallo di lunghezza minima del carapace compreso tra 106 e 112 mm, con tre individui con SCL compreso tra 80,7 e 103 mm che non presentavano nessun tipo di attività. Inoltre per tre testuggini dei Gorghi Tondi Medio-Alto, che presentavano un SCL maggiore di 113 mm, è stata accertata l'assenza di follicoli pre-ovulatori nel periodo compreso tra maggio e luglio facendo supporre la loro mancata riproduzione nel 2016. La femmina 511 del Gorgo Tondo Basso è stata osservata con uova calcificate nel 2015, mentre nel 2016 sia a maggio che a giugno non presentava follicoli sviluppati oltre la fase 2.

L'esame endoscopico della cloaca è stato eseguito su 55 individui. Questo a permesso di indagare il ciclo ovarico durante il periodo di massima attività della specie (marzo-settembre). Nel mese di marzo e in quello di maggio la maggior parte delle femmine presenta follicoli in maturazione e accrescimento superiori ai 10 mm di diametro (fase 3) (Fig. 85). Nella seconda metà di maggio iniziano ad essere presenti le prime uova calcificate, che raggiungono il picco nella prima metà di giugno, quando però in alcuni individui sono ancora ben rappresentati i follicoli in maturazione della fase 3. Nella seconda metà di giugno si riducono gli individui in fase avanzata di maturazione, con la maggioranza delle femmine che presenta follicoli di piccole dimensioni (fase 2) e alcuni esemplari nello fase 4 (fig. 86). In questo periodo dell'anno è probabile che molte delle femmine abbiano terminato il loro ciclo riproduttivo annuale con una sola deposizione. A luglio pur essendo presenti femmine con ovari e follicoli nelle fasi 3 e 4, fatto che indica per alcuni individui una probabile seconda deposizione, la maggior parte delle femmine appartiene alla fase 2; mentre in settembre sono stati osservati solo individui nelle fasi 1 e 2.

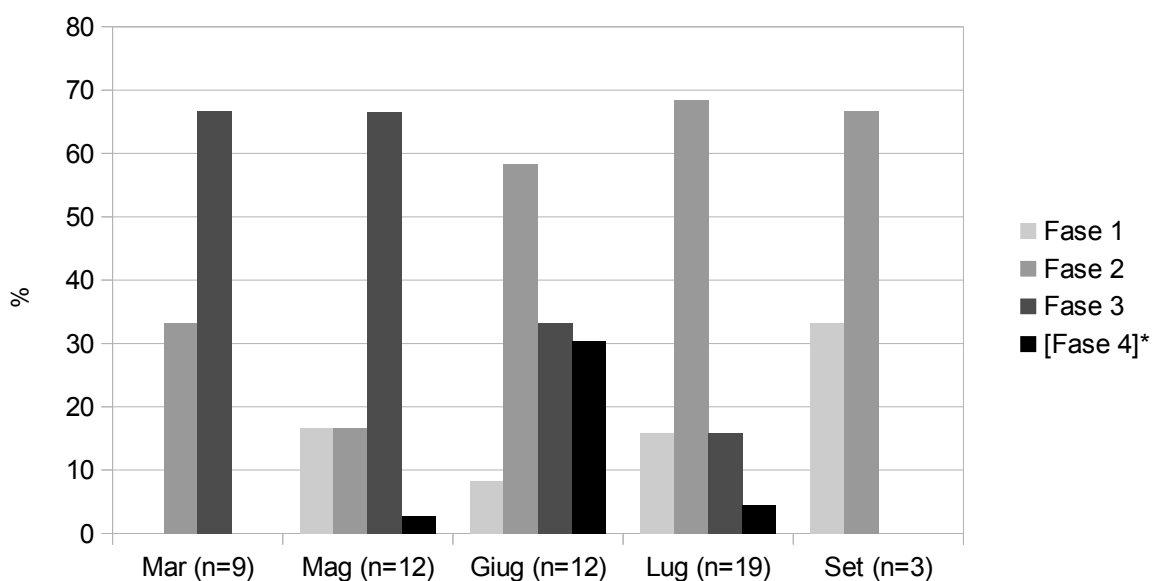


Fig. 85 – Percentuale di femmine ricadenti nelle fasi 1, 2 e 3 per ciascun mese indagato. La fase 4 rappresenta la percentuale di femmine positive alla palpazione considerando complessivamente tutte le femmine catturate in quel mese.

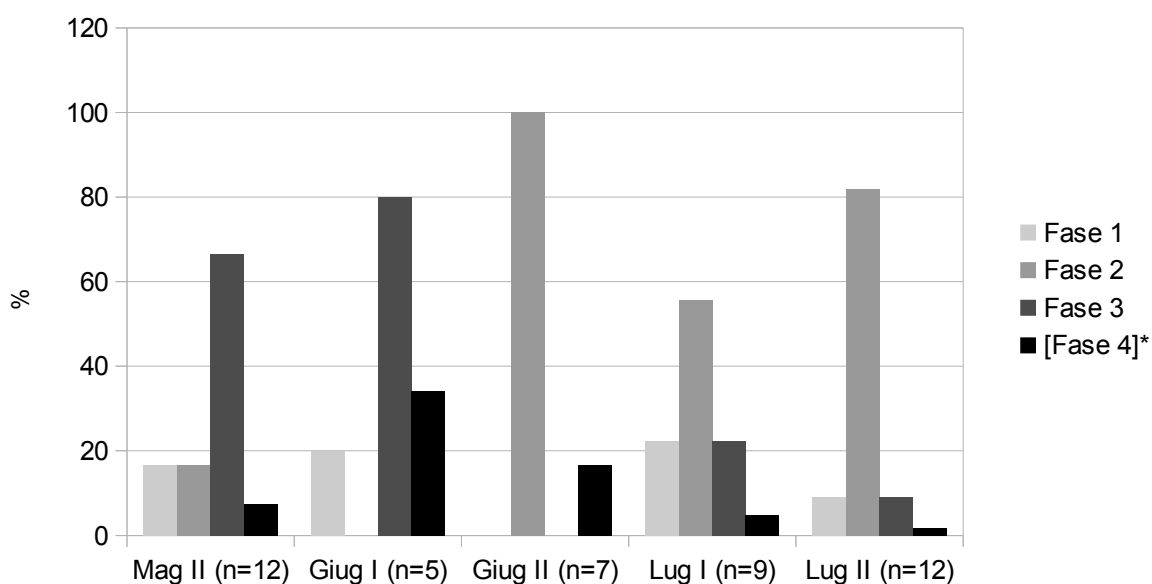


Fig. 86 – Percentuale di femmine ricadenti nelle fasi 1, 2 e 3 durante il periodo di deposizione delle uova, con cadenza bi-settimanale (I e II). La fase 4 rappresenta la percentuale di femmine positive alla palpazione considerando complessivamente tutte le femmine catturate in quel mese.

Il diametro minimo medio delle uova è risultato di $19,75 \pm 1,22$ mm (range 16,0 – 22,5 mm, $n = 25$). Questo non varia in modo significativo (t -test = 0,14706, $p = 0,8843$) tra il Gorgo Tondo Basso ($D_{\min} = 19,47 \pm 0,94$, $n = 16$) e i Gorghi Tondi Medio-Alto ($D_{\min} = 19,42 \pm 1,40$, $n = 8$). Le dimensioni medie delle uova sono inoltre correlate positivamente con le dimensioni della femmina ($r = 0,70$; t -test = 4,4459, $p < 0,001$; Fig. 87) poiché l'aumentare della taglia permette una maggiore apertura del cinto pelvico ($r = 0,89$; t -test= 8,746, $p < 0,001$), fattore meccanico limitante per le dimensioni delle uova.

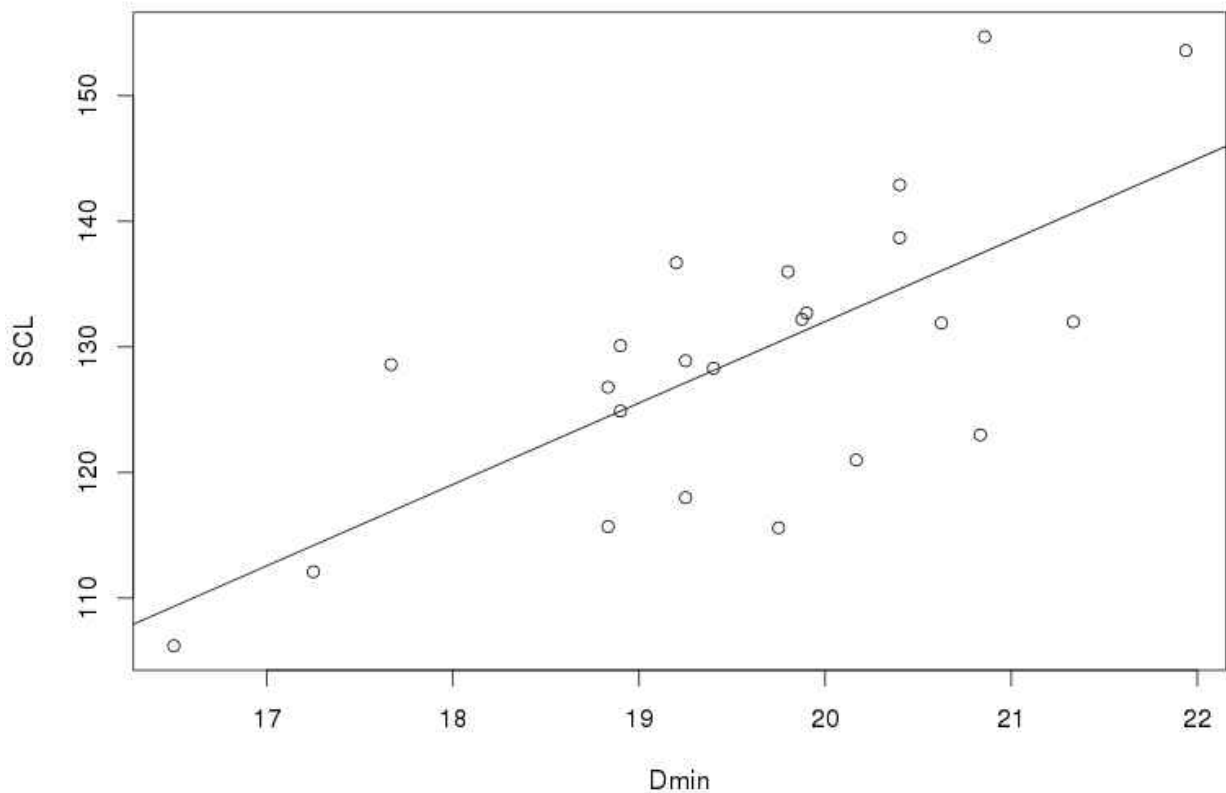


Fig. 87 – Regressione tra lunghezza minima del carapace (SCL) e dimensione minima media (Dmin) delle uova di ciascuna femmina di *Emys trinacris* ($n = 23$).

3.3.3 Discussione

I dati ottenuti sulla biologia riproduttiva sono i primi riguardanti questa specie, pertanto non è possibile effettuare dei confronti con altre popolazioni o con studi pubblicati. Dall'esame dei dati raccolti è plausibile sostenere che le femmine abbiano un ciclo ovarico tipico delle zone temperate (MOLL, 1979). La vitellogenesi (o ingrandimento dei follicoli) inizia in tarda estate o in autunno, con una probabile fase di quiescenza o di rallentamento dell'accrescimento durante il periodo più freddo invernale, anche se a queste latitudini gli animali sono stati osservati in attività tutti i mesi dell'anno tranne che a febbraio (oss. pers.). Alla fine dell'inverno e in primavera la vitellogenesi riprende per poi arrivare prima all'ovulazione in tarda primavera e successivamente alla deposizione delle uova tra la fine della primavera e l'inizio dell'estate. Alcune femmine possono effettuare una seconda deposizione nel mese di luglio dopodiché vanno incontro ad una fase di attività ovarica ridotta che sarà poi ripresa nel mese di settembre. I dati ottenuti sono molto simili a quelli osservati da ZUFFI *et al.* (2015) all'interno del Parco Regionale "Migliarino San Rossore Massaciuccoli" (Toscana). Allo stato attuale delle conoscenze non è però possibile stabilire per *Emys trinacris* quale sia la durata del ciclo follicolare (tempo trascorso da un follicolo per giungere alla maturazione pre-ovulatoria) poiché la presenza di follicoli a diverso stadio di sviluppo in contemporanea è un tratto comune a molte specie di Cheloni. CHRISTIANSEN & MOLL (1973) e CALLARD *et al.* (1978) hanno ad esempio ipotizzato per *Chrysemys picta* un ciclo di tre anni poiché le femmine presentavano gruppi di follicoli a tre differenti stadi di sviluppo, mentre secondo ZUFFI *et al.* (2015) il ciclo di *Emys orbicularis* dovrebbe essere annuale o al massimo di due anni. Infatti gli autori ipotizzano che i follicoli non utilizzati durante il periodo riproduttivo potrebbero andare incontro a due destini: 1) essere riassorbiti come energia di riserva per far fronte ad una maggiore richiesta metabolica dovuta all'estivazione o 2) rimanere quiescenti per un periodo di tempo per poi contribuire alla covata dell'anno successivo (CONGDON & TINKLE, 1982).

In base ai dati raccolti è ipotizzabile che non tutte le femmine siano in grado di riprodursi tutti gli anni in entrambi i siti studiati, come peraltro già osservato in popolazioni italiane di *Emys orbicularis*, in cui le femmine riproduttive rappresentano dal 69,2 al 100% del campione considerato (ZUFFI *et al.*, 2011).

Il numero medio di uova deposte per covata ($4,37 \pm 1,47$; range 2 – 8), è inferiore rispetto alle popolazioni della congenera *Emys orbicularis*. In quest'ultima la frequenza

riproduttiva e le dimensioni della covata variano con le dimensioni degli animali, la latitudine e la quota: le popolazioni settentrionali, di maggiori dimensioni corporee, producono un sola covata all'anno composta di molte uova (MITRUS & ZEMANEK, 1996), quelle meridionali e insulari producono covate di piccole dimensioni generalmente una-due volte l'anno. ZUFFI & FOSCHI (2015) riportano una media di $5,42 \pm 1,85$ per le femmine di San Rossore (SCL = 139,6 mm) e di $5,51 \pm 1,09$ per quelle di Camp Darby (SCL = 129,4 mm) nella Toscana settentrionale, che presentano femmine con una taglia simile a quelle del Gorgo Tondo Basso (SCL = 130,3 mm; n° medio uova = $4,57 \pm 1,07$).

Anche in *Emys trinacris* il numero di uova è correlato con la taglia delle femmine, per cui femmine di maggiori dimensioni tendenzialmente sono in grado di deporre un maggior numero di uova e dimensioni maggiori. Appare evidente la differenza in termini di uova deposte tra i due siti analizzati, con un numero quasi doppio per le femmine del Gorgo Tondo Basso rispetto a quelle de Gorghi Tondi Medio-Alto, riconducibile principalmente alla differente taglia raggiunta dalle femmine in questi due siti (vedi cap. 3.1.2) probabile conseguenza del diverso stato trofico dei due siti (vedi cap. 3.2.2 e 5). Le dimensioni delle uova in termini di diametro minimo sono invece simili a quelle riscontrate da ZUFFI *et al.* (1999) in Toscana e non differiscono tra i due siti indagati e sono sostanzialmente legate alla dimensione delle femmine e del cinto pelvico.

4. *Population Viability Analysis e Sensitivity Analysis*

La *Population Viability Analysis* (PVA) nacque come metodo quantitativo per determinare la probabilità di estinzione di una popolazione (LACY *et al.*, 2015) e fu spesso associata alla definizione di popolazione minima vitale (MVP) di SHAFFER (1981), ovvero la più piccola popolazione isolata avente una probabilità del 99% di persistere per 1000 anni.

In seguito, il superamento del concetto di MVP (SOULÉ, 1987) e lo sviluppo dei metodi di stima più accurati della PVA hanno permesso di riconoscere la sua grande utilità nella conservazione della natura (LACY *et al.*, 2015). La forza di questo tipo di analisi risiede infatti nel fatto che oltre a tenere in considerazione le complesse dinamiche demografiche di una popolazione, incorporando anche le fluttuazioni dovute al caso, possono essere incluse nel modello predittivo anche le interazioni con perturbazioni naturali o antropiche nel passato, nel presente e nel futuro (LACY, 1993; LINDENMAYER *et al.*, 1993). L'attuale PVA è quindi divenuta un'analisi quantitativa della probabilità di persistenza di una popolazione sottoposta ad un insieme di assunti e di circostanze (LACY *et al.*, 2015). In parallelo si è sviluppata la *Sensitivity Analysis* (SA) che permette, attraverso l'elaborazione di diversi scenari di PVA, di valutare gli effetti di eventi perturbatori (positivi o negativi) derivanti da fattori di pressione (introduzione di predatori, di competitori, etc) o da scelte gestionali (creazione di corridoi ecologici, miglioramento di un habitat, etc) sulla popolazione (AKCAKAYA & SJOGREN-GULVE, 2000; NAUJOKAITIS-LEWIS *et al.*, 2009).

Questi tipi di analisi sono pertanto molto utili sia per la pianificazione delle scelte gestionali e per l'ottimizzazione delle risorse economiche sia per valutare quali siano i parametri demografici principali che agiscono sulle dinamiche della popolazione animale che si vuole tutelare (MCCARTHY *et al.* 1995; MILLS & LINDBERG, 2002).

Avendo a disposizione i dati pregressi e quelli attuali riguardanti la metapopolazione dei Gorghi Tondi è interessante valutare come gli eventi verificatisi nell'ultimo decennio abbiano influito sui suoi parametri demografici e come alcune scelte gestionali possano potenzialmente influire sull'andamento demografico della popolazione nel prossimo futuro.

Per fare ciò sono stati creati due scenari iniziali, uno storico e uno attuale, su cui sono stati costruiti degli scenari alternativi che sono stati poi analizzati attraverso la *Sensitivity Analysis*.

4.1 Materiali e Metodi

Simulazione del processo di estinzione. La *Population Viability Analysis* (PVA) della popolazione di *Emys trinacris* è stata realizzata utilizzando il software VORTEX 10.1.6.0 (LACY *et al.*, 2015). VORTEX si basa su di un modello individuale (*individual-based model*), in cui viene creata una rappresentazione virtuale di ogni singolo animale e ne viene seguito il destino in ciascun anno della sua vita, tenendo traccia del sesso, dell'età e del grado di parentela di ogni animale. Le simulazioni sono realizzate come una serie di eventi che descrivono il ciclo di vita di un organismo diploide (MILLER & LACY, 2005). Gli eventi demografici (nascita, determinazione del sesso, accoppiamento, dispersione e morte) sono modellati per ogni animale per ciascun anno della simulazione quando questi si verificano. L'analisi si basa sulle simulazioni di Monte Carlo (LACY, 1993; LACY *et al.*, 2009), un algoritmo numerico che viene utilizzato per trovare le soluzioni di problemi matematici complessi che, a causa dell'alto numero di variabili, non possono essere risolti con la matematica classica. L'efficienza di questo metodo aumenta rispetto agli altri metodi (es. distribuzione binomiale) quando la dimensione del problema cresce. Questa metodologia statistica ha diverse applicazioni in simulazioni stocastiche ed è in grado di fornire un'ampia gamma di distribuzioni (FERRENBURG & SWENDSEN, 1989). Il software modella i processi demografici come eventi discreti e sequenziali e con risultati probabilistici. I processi casuali (trasmissione dei geni, numero di prole prodotto da ciascuna femmina, catastrofi naturali, etc) generano delle fluttuazioni nella demografia della popolazione influenzandone il destino (MILLER & LACY, 2005). Per ogni anno sono calcolati i tassi di mortalità specifici per ogni classe di età nonché la fecondità degli individui che acquisiscono la maturità sessuale. La depressione da consanguineità è invece espressa come diminuzione della sopravvivenza dei neonati. In base ai parametri inseriti, che devono essere il più fedeli possibili alla biologia della popolazione studiata, i risultati statistici delle simulazioni sono restituite in riferimento al tasso di crescita della popolazione, alla probabilità di estinzione e al tempo medio di estinzione, considerando l'intervallo di tempo definito dall'utente (LACY *et al.*, 2015). Poiché l'aumento o il declino di una popolazione sono fortemente influenzati da eventi aleatori, le interazioni degli stessi dati possono produrre differenti risultati (LACY, 1993).

Scenari. Gli scenari utilizzati per la simulazione in VORTEX si basano sui dati raccolti durante questo progetto di ricerca, su dati noti per la specie e, quando non

disponibili, su dati noti per la congenera *Emys orbicularis*. La simulazione riguarda la metapopolazione dei Gorghi Tondi (GT) costituita da due sottopopolazioni, una dei Gorghi Tondi Medio-Alto (GTMA) e l'altra del Gorgo Tondo Basso (GTB), a partire dalla situazione descritta da D'ANGELO (2004). La scelta di considerare la popolazione iniziale riferita al biennio 2003-2004 è dovuta alla volontà di valutare se e come gli eventi descritti in precedenza abbiano inciso o meno sulla dinamica della popolazione e delle due sottopopolazioni. Nella tabella 26 sono elencati i parametri della storia naturale della specie utilizzati per l'elaborazione dello scenario storico (SS).

Tab. 26 – Parametri utilizzati per l'elaborazione dello scenario storico (SS) riferito alle due sottopopolazioni

Parametro	Valori		Riferimento
	GTMA	GTB	
Sistema riproduttivo	Poligamia	Poligamia	Questo studio
Depressione da inbreeding (n. di equivalenti letali)	6,29	6,29	Impostazione di Default Lacy <i>et al.</i> , 2015
Intervallo di età in cui si verificano movimenti migratori (anni)	7-30	7-30	-
% di sopravvivenza degli individui in migrazione	80	80	-
% immigrazione da GTB	1	99	Questo studio
% immigrazione da GTMA	99,5	0,5	Questo studio
Durata della vita (anni)	30	30	Keller <i>et al.</i> , 1998
Intervallo fertile maschi (anni)	6-30	6-30	Questo studio
Intervallo fertile femmine (anni)	8-30	8-30	Questo studio
Numero massimo di deposizioni per anno	2	2	Questo studio
Numero massimo di uova per deposizione	4	4	Questo studio
Sex ratio alla nascita in % di maschi	64	64	D'Angelo, 2004
% di femmine feconde	85 ± 15	85 ± 15	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 0 deposizioni	15	15	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 1 deposizione	50	50	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 2 deposizioni	35	35	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
N° di uova per femmina per deposizione	2,9 ± 0,7	2,9 ± 0,7	Questo studio
Tasso di mortalità (%) variabile secondo classi di età	92 ± 3 a 4 ± 1	92 ± 3 a 4 ± 1	Canessa <i>et al.</i> , 2016
Abbondanza della popolazione iniziale (n° individui)	50	60	D'Angelo, 2004
Capacità portante (n° individui)	100 ± 10	100 ± 10	-

Depressione da inbreeding

Il software modella la depressione da inbreeding come riduzione della sopravvivenza nel primo anno di età tra gli individui in cui è stato verificato l'inincrocio. Allo stato attuale delle conoscenze non si hanno informazioni per quanto riguarda l'effetto della depressione da inbreeding sia su *Emys trinacris* sia su *Emys orbicularis*. Per questo motivo sono stati utilizzati i valori di *default* del programma VORTEX (LACY *et al.*, 2015).

Migrazione

I movimenti migratori delle differenti classi di età di *Emys trinacris* sono completamente sconosciuti. Nella congenera *Emys orbicularis* e in molte altre specie di emididi gli individui giovani sono solitamente stanziali mentre gli adulti presentano una maggiore, seppur limitata, tendenza alla dispersione (CONGDON *et al.*, 1992; ROVERO & CHELAZZI, 1996; ZUFFI, 2000). Per questo motivo è stato indicato come intervallo di età in cui si verificano i movimenti migratori il periodo compreso tra i sette e i 30 anni, dove i primi rappresentano un'età intermedia del raggiungimento della maturità sessuale tra i maschi e le femmine e i secondi la speranza di vita di un individuo in natura (KELLER *et al.*, 1998). Non sono state specificate differenze tra i sessi poiché in questo studio sono stati osservati movimenti migratori di entrambi, come peraltro osservato anche in *Emys orbicularis* (UTZERI & SERRA, 2001). Trattandosi di animali che, raggiunta la maturità sessuale, hanno una probabilità di sopravvivenza molto elevata (CANESSA *et al.*, 2016) e che tra le due sottopopolazioni non esistono particolari elementi di rischio, tranne una strada a traffico scarso, la probabilità di sopravvivenza degli individui in migrazione è stata assunta pari all'approssimazione del valore osservato per la sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso. I valori di migrazione tra i due siti sono stati invece desunti dall'analisi dei risultati ottenuti nei capitoli precedenti.

Biologia riproduttiva

I dati riguardanti la maturità sessuale, il numero massimo di deposizioni annue, il numero massimo di uova per deposizione, la *sex ratio* alla nascita e il numero di uova per femmina per deposizione sono stati desunti dai risultati di questa ricerca. Essendo lo scenario storico (SS) riferito alla popolazione del 2003 in cui non era presente una differenza di taglia significativa tra le due sottopopolazioni, sia per il numero di uova per deposizione sia per il numero massimo di uova per deposizione è stato fatto riferimento ai dati rilevati nel periodo 2014-2016 per i Gorgi Tondi Medio-Alto. Per questa simulazione

si è assunto che la *sex ratio* primaria sia la causa principale della *sex ratio* secondaria osservata (vedi cap. 3.1.3) e pertanto è stato utilizzato il valore rilevato da D'ANGELO (2004). Per quanto riguarda la percentuale di femmine feconde si è fatto riferimento alla media dei valori estremi indicati da ZUFFI & ODETTI (1998) e ROVINA (1999) per *Emys orbicularis*. La deviazione standard è stata invece utilizzata per includere nella simulazione la variabilità ambientale, ovvero la fluttuazione annuale delle nascite e dei decessi determinata da fluttuazioni ambientali casuali (es. piovosità, abbondanza di prede, predatori, etc). Anche i valori inerenti le frequenze di deposizioni annuali sono stati desunti dai dati riportati da ZUFFI & ODETTI (1998) e ROVINA (1999) per *Emys orbicularis*.

Tasso di mortalità e longevità

I tassi di mortalità utilizzati sono stati desunti dal lavoro di CANESSA *et al.* (2016), riguardante *Emys orbicularis*. I dati ottenuti dallo studio di dinamica di popolazione condotto per questa ricerca si basano su una serie storica troppo breve per poter avere dei dati attendibili che permettano di discernere tra fenomeni migratori e mortalità. Ad ogni modo permettono di ipotizzare un buon adattamento dei dati riportati da CANESSA *et al.* (2016) al caso studio dei Gorghi Tondi, con un basso tasso di mortalità basso negli adulti che aumenta considerevolmente negli esemplari più giovani, come peraltro già osservato anche in altre specie di emididi (FRAZER *et al.*, 1990; 1991). La deviazione standard è stata invece utilizzata per includere nella simulazione la variabilità ambientale, ovvero la fluttuazione annuale delle nascite e dei decessi determinata da fluttuazioni ambientali casuali (es. piovosità, abbondanza di prede, predatori, etc). Non esistendo dati sulla longevità di *Emys trinacris* è stata utilizzata l'età riportata da KELLER *et al.*, (1998), riferita ad una popolazione di *Emys orbicularis* spagnola situata all'incirca alla stessa latitudine della popolazione dei Gorghi Tondi.

Abbondanza della popolazione e capacità portante (K)

L'abbondanza iniziale delle due sottopopolazioni fa riferimento ai dati arrotondati delle catture effettuate da D'ANGELO (2004). La distribuzione degli individui tra le diverse classi di età e tra i sessi è determinata dal software in base ai parametri demografici inseriti in precedenza. La capacità portante dei due ambienti è stata assunta leggermente superiore alle catture effettuate e per convenzione fissata a 100 per entrambi i siti. La deviazione standard è stata invece utilizzata per includere nella simulazione la variabilità

ambientale, ovvero la fluttuazione annuale delle nascite e dei decessi determinata da fluttuazioni ambientali casuali (es. piovosità, abbondanza di prede, predatori, etc).

Per verificare quali siano stati i parametri che hanno influito maggiormente sulle dinamiche di popolazione è stata utilizzata la *Sensitivity Analysis* utilizzando ulteriori scenari.

Scenario I (incremento della taglia corporea)

In questo scenario è stato simulato l'aumento di taglia corporea verificatosi nelle femmine del Gorgo Tondo Basso incrementando sia il numero di massimo di uova deposte per deposizione sia il numero di uova per femmina per deposizione, secondo i risultati ottenuti da questa ricerca (vedi cap. 3.3.2).

Scenario II (aumento dell'estensione delle zone umide e della disponibilità trofica)

In questo scenario è stato simulato l'aumento dell'estensione delle zone umide attraverso un incremento della capacità portante (K) annuale per i primi 12 anni.

L'incremento dei valori è stato calibrato separatamente per ciascun sito in base ai rispettivi dati osservati nel 2015, considerando pertanto anche l'influenza dei competitori (pesci alloctoni) e di eventuali inquinanti sulla disponibilità trofica.

Scenario III (aumento della *fitness* degli individui tra 0 e 2 anni di vita)

In questo scenario è stato simulato l'incremento della *fitness* degli individui più giovani legata all'aumento sia della superficie naturale nell'intorno dei laghi sia della disponibilità di ambienti più idonei alla ciclo vitale dei giovani individui di *Emys trinacris* oltre che della disponibilità trofica. Per quanto riguarda il Gorgo Tondo Basso il tasso di mortalità è stato fissato al 50% per la classe di età 0-1 e 30% per la classe di età 1-2. Per quanto riguarda i Gorgi Tondi Medio-Alto è stato fissato all'80% per la classe di età 0-1 e al 40% per la classe 1-2. Sono stati variati i valori dei solo dei primi due anni di età perché sono quelli soggetti alla maggiore mortalità (CANESSA *et al.*, 2016) e che utilizzano ambienti diversi rispetto alle altre classi (AYRES & CORDERO, 2007).

Scenario IV (aumento della *fitness* degli individui subadulti)

In questo scenario è stato simulato l'incremento della *fitness* degli individui aventi un'età compresa tra i tre anni e l'anno che precede la maturità sessuale, legata

all'aumento sia della superficie naturale nell'intorno dei laghi sia della disponibilità trofica.

Per quanto riguarda il Gorgo Tondo Basso il tasso di mortalità è stato fissato al 10% per la classe di età 2-3 e al 4% per le classi successive. Per quanto riguarda i Gorgi Tondi Medio-Alto è stato fissato al 15% per la classe di età 2-3 e all'8% per le classi successive.

Scenario V (incremento della taglia corporea + aumento dell'estensione delle zone umide + aumento della sopravvivenza di giovani e subadulti)

In questo scenario è stata simulata l'azione sinergica degli scenari precedenti.

Oltre a questi sono stati poi sviluppati ulteriori scenari, per prevedere l'effetto di possibili elementi perturbatori o di attività gestionali sulla popolazione basandosi sui dati raccolti nel periodo 2014-2016 ed utilizzati per la definizione dello scenario attuale (SA).

Tab. 27 – Parametri utilizzati per l'elaborazione dello scenario attuale (SA) riferito alle due sottopopolazioni

Parametro	Valori		Riferimento
	GTMA	GTB	
Sistema riproduttivo	Poligamia	Poligamia	Questo studio
Depressione da inbreeding (n. di equivalenti letali)	6,29	6,29	Impostazione di Default (Lacy <i>et al.</i> , 2015)
Intervallo di età in cui si verificano movimenti migratori (anni)	7-30	7-30	-
% di sopravvivenza degli individui in migrazione	80	80	-
% immigrazione da GTB	1	99	Questo studio
% immigrazione da GTMA	99,5	0,5	Questo studio
Durata della vita (anni)	30	30	Keller <i>et al.</i> , 1998
Intervallo fertile maschi (anni)	6-30	6-30	Questo studio
Intervallo fertile femmine (anni)	8-30	8-30	Questo studio
Numero massimo di deposizioni per anno	2	2	Questo studio
Numero massimo di uova per deposizione	7	7	Questo studio
Sex ratio alla nascita in % di maschi	72	72	D'Angelo, 2004
% di femmine feconde	85 ± 15	85 ± 15	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 0 deposizioni	15	15	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 1 deposizione	50	50	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999
Frequenza in % di 2 deposizioni	35	35	Zuffi & Odetti, 1998); Rovina, 1999

Parametro	Valori		Riferimento
	GTMA	GTB	
N° di uova per femmina per deposizione	4,6 ± 1	2,9 ± 0,7	Questo studio
Tasso di mortalità (%) variabile secondo classi di età	75 ± 3 a 4 ± 1	75 ± 3 a 4 ± 1	Canessa <i>et al.</i> , 2015
Abbondanza della popolazione iniziale (n° individui)	719	85	D'Angelo, 2004
Capacità portante (n° individui)	800 ± 80	100 ± 10	Questo studio

Rispetto allo scenario storico sono variati la *sex ratio*, il numero massimo di uova per femmina per deposizione, il numero di uova per femmina per deposizione, l'abbondanza iniziale delle sottopopolazioni, la capacità portante e il tasso di mortalità. Per quest'ultimo parametro, viste le condizioni ottimali, si è scelto di adottare un tasso di mortalità della classe 0-1, intermedio tra il valore riportato da CANESSA *et al.* (2016) e quello utilizzato per giustificare l'incremento demografico verificatosi nell'ultimo decennio.

Tale valore è peraltro concorde con quanto rilevato per altri emididi (IVERSON, 1991; SHINE & IVERSON, 1995).

Scenario VI (aumento della copertura arbustiva e arborea)

In questo scenario è stato simulato l'incremento dell'ombreggiamento dei siti di deposizione dovuti all'evoluzione naturale della vegetazione attraverso lo spostamento della *sex ratio* primaria verso i maschi. Per la simulazione è stata utilizzata la sintassi: $SEX\ RATIO = 72 + (0,2 \times Y)$, dove alla *sex ratio* osservata in questa ricerca è stato aggiunto un incremento di 0,2 punti percentuali per anno (Y).

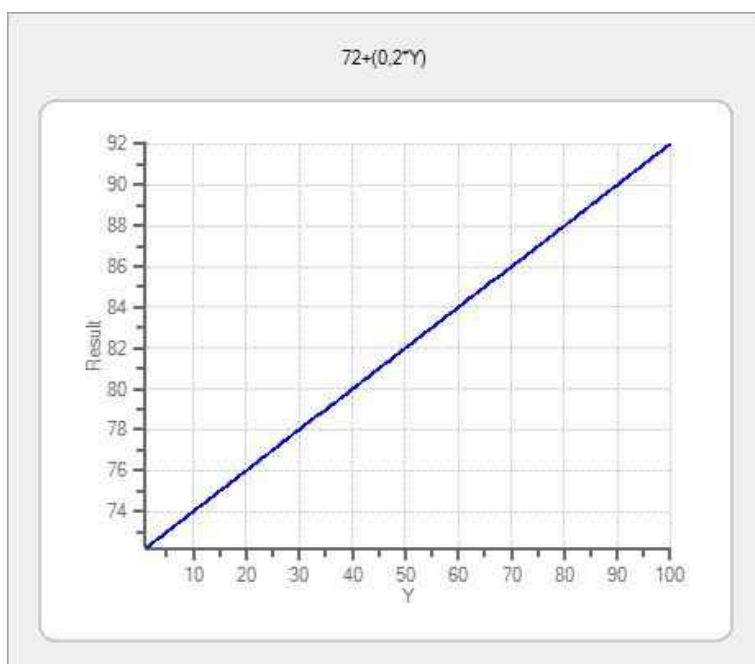


Fig. 88 – Andamento negli anni della *sex ratio* primaria (% di maschi) nello scenario VI

Scenario VII (introduzione di pesci alloctoni nel Gorgo Tondo Basso)

In questo scenario è stata simulata l'introduzione accidentale o dolosa di pesci alloctoni all'interno del Gorgo Tondo Basso attraverso una riduzione della capacità portante (K) dell'area umida. In questo caso la riduzione della capacità portante è stata simulata attraverso l'utilizzo della sintassi: $K = 800 - (60 \times \text{MIN}((Y-1); 12))$. Questo ha permesso di ridurre in 12 anni la capacità portante dal valore attuale al valore di densità osservato in questa ricerca nei Gorghi Tondi Medio-Alto (20 ind/ha), dove le testuggini convivono con i pesci alloctoni. Trascorsi 12 anni la capacità portante è invece mantenuta costante, ma soggetta comunque alla variabilità ambientale attraverso la deviazione standard. Per la definizione del valore iniziale si è pertanto assunto che la popolazione sia attualmente in uno stato di equilibrio, in cui la densità osservata corrisponde alla capacità portante della zona umida.

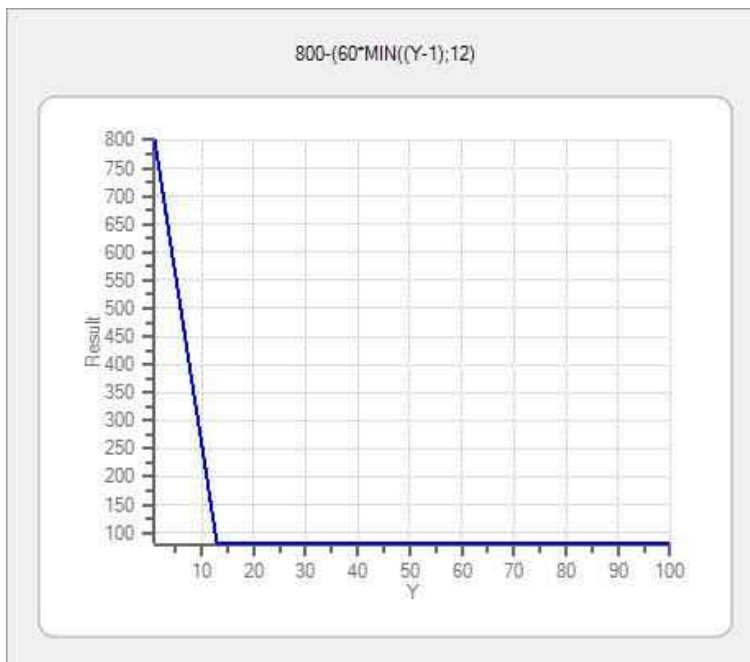


Fig. 89 – Andamento negli anni della capacità portante (K) nello scenario S VII

Scenario VIII (eradicazione dei pesci dai Gorghi Tondi Medio-Alto)

In questo scenario è stata simulata l'eradicazione dei pesci alloctoni dai Gorghi Tondi Medio-Alto attraverso un incremento della capacità portante (K) dell'area umida (S VIII) combinato con un aumento della *fitness* dei giovani e dei subadulti attraverso un decremento del tasso di mortalità (S VIIIa). In questo caso l'aumento della capacità portante è stata simulata attraverso l'utilizzo della sintassi: $K = 100 + (80 \times \text{MIN}((Y-1); 12))$.

Questo ha permesso di aumentare in 12 anni la capacità portante dal valore attuale al valore di densità osservato in questa ricerca nel Gorgo Tondo Basso (230 ind/ha), dove non sono presenti pesci. Trascorsi 12 anni la capacità portante è invece mantenuta costante ma soggetta comunque alla variabilità ambientale attraverso la deviazione standard. Per la definizione del valore iniziale si è pertanto assunto che la popolazione sia attualmente in uno stato di equilibrio, in cui la densità osservata corrisponde alla capacità portante della zona umida.

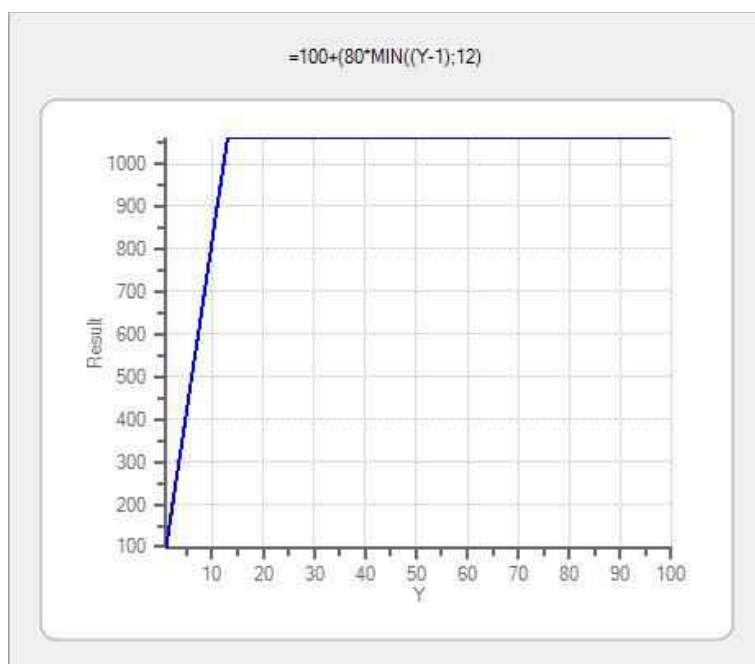


Fig. 90 – Andamento negli anni della capacità portante (K) nello scenario S VIII

Scenario IX (chiusura del traffico veicolare)

In questo scenario è stata simulata la chiusura del traffico veicolare aumentando al 90% la probabilità di sopravvivenza degli individui in migrazione.

Scenario X (aumento del traffico veicolare)

In questo scenario è stato simulato un caso estremo di intensificazione del traffico veicolare diminuendo al 10% la probabilità di sopravvivenza degli individui in migrazione.

Per tutte le simulazioni degli scenari sono state utilizzate 1000 interazioni casuali su di un periodo di 100 anni. La popolazione è stata considerata estinta quando composta da un solo sesso. Per verificare la significatività delle differenze riscontrate nella probabilità di sopravvivenza degli scenari è stata utilizzata l'analisi della varianza (ANOVA), seguita dal confronto con il metodo di Tukey-Kramer (Tukey post hoc). Tutte le analisi statistiche sono state realizzate con R 3.2.5 fissando il grado di significatività a $p < 0,05$.

4.2 Risultati

Scenari iniziali. I due scenari differiscono in tutti i parametri (Tab. 27) con una netta differenza nella probabilità di persistenza della popolazione (Fig. 91). Considerando la sopravvivenza della metapopolazione in un periodo di 100 anni, lo *scenario attuale* (SA) presenta una probabilità di estinzione nulla e un andamento abbastanza costante dell'abbondanza della metapopolazione che al termine della simulazione è costituita da 784 individui (Fig. 92).

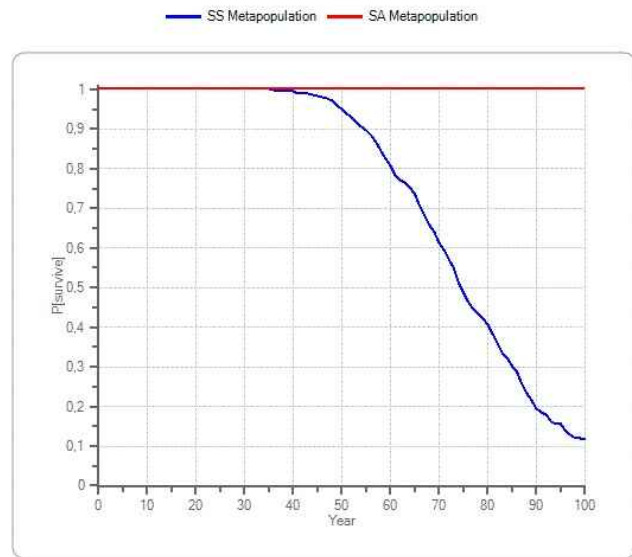


Fig. 91 – Probabilità di permanenza della metapopolazione

Lo *scenario storico* (SS) presenta invece una probabilità di estinzione media dell'88% in un tempo medio di 73 anni (Tab. 28).

Tab. 28 – Parametri demografici e genetici derivanti dalla simulazione in VORTEX degli scenari iniziali

Scenario	Tasso di crescita media (SE)	Probabilità di estinzione media (SE)	Abbondanza finale media (SD)	Sex ratio finale M:F	N° anni per prima estinzione media (SD)	Eterozigosi attesa media (SD)
Scenario Storico	-0,0453 (0,0006)	0,88200 (0,01443)	7,13 (2,71)	1,6:1 (totale) 1,7:1 (adulti)	73,54 (13,60)	0,6924 (0,1178)
Scenario Attuale	0,00188 (0,0002)	0	784,23 (70,61)	2,6:1 (totale) 3,1:1 (adulti)	ND	0,9874 (0,0037)

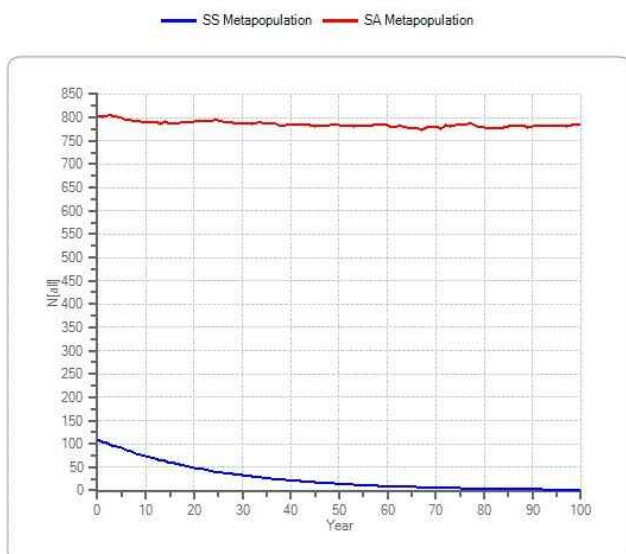


Fig. 92 – Abbondanza della popolazione

Sensitivity Analysis. La probabilità media di estinzione degli scenari riferiti allo scenario storico differisce in modo significativo ($F_{5,600} = 28,04$, $p < 0.001$). In particolare gli scenari III e V mostrano un differenza altamente significativa rispetto allo scenario storico (SS), con una probabilità di estinzione nulla nei 100 anni previsti dalle simulazioni. Gli scenari I e IV presentano invece una differenza significativa, dovuta a un aumento della probabilità di estinzione rispetto allo scenario storico (SS), mentre lo scenario II non differisce in modo significativo (Tab. 29).

Tab. 29 – Parametri demografici e genetici derivanti dalla *Sensitivity Analysis* riferita allo scenario storico

Scenario	Tasso di crescita media (SE)	Probabilità di estinzione media (SE)	Abbondanza finale media (SD)	Sex ratio finale M:F	N° anni per prima estinzione media (SD)	Eterozigosi attesa media (SD)
S I	-0,0361 (0,0005)	0,64800 * (0,02136)	7,22 (4,42)	2:1 (totale) 1,7:1 (adulti)	80,41 (14,13)	0,7486 (0,1173)
S II	-0,0456 (0,0006)	0,89000 (0,01399)	6,66 (2,00)	1,8:1 (totale) 1,8:1(adulti)	73,71 (14,86)	0,6665 (0,1458)
S III	0,0359 (0,0003)	0 ***	153,07 (22,62)	1,4:1 (totale) 1,3:1 (adulti)	ND	0,9330 (0,0189)
S IV	-0,0368 (0,0005)	0,64000 ** (0,02147)	7,86 (4,38)	1,8:1 (totale) 1,8:1 (adulti)	81,96 (12,23)	0,7346 (0,1233)
S V	0,1041 (0,0002)	0 ***	891,65 (11,47)	1,8:1 (totale) 2,4:1 (adulti)	ND	0,9700 (0,0039)

Tukey test, $p < 0,05$ rispetto allo scenario storico (SS)

livello di significatività: 0 ‘***’; 0,001 ‘**’; 0,01 ‘*’; 0,05 ‘.’

Osservando distintamente le due sottopopolazioni emerge che gli scenari che determinano un aumento dell’abbondanza della popolazione sono in entrambi i casi S V e SIII, quest’ultimo limitato dalla stabilità della capacità portante. In entrambi i siti lo scenario V è quello che si adatta meglio a quanto osservato nei capitoli precedenti. Lo scenario prevede il raggiungimento delle densità osservate nel 2015 in circa 20 anni per ambedue i siti. Questo sfasamento di pochi anni può essere dovuto ai valori iniziali di abbondanza delle due sottopopolazioni, che fanno riferimento agli individui effettivamente catturati nel 2003 e non alla stima della popolazione. Gli altri scenari non mostrano invece una differenza nell’andamento dell’abbondanza rispetto allo scenario storico (Fig. 93, 94). In tutti gli scenari, fatta eccezione per S III e S V, la probabilità di estinzione aumenta con gli anni. SS e S II superano il limite del 10%, oltre il quale una popolazione non è considerata vitale (IUCN, 2011) dopo circa 40 anni e S I e S IV dopo circa 55 anni per (Fig. 95 e 96).

Appare interessante osservare come anche nello scenario V la *sex ratio* degli adulti si sia spostata ulteriormente verso i maschi, come è accaduto nella realtà.

— SS Gorgo Tondo Basso — S I Gorgo Tondo Basso — S II Gorgo Tondo Basso
— S III Gorgo Tondo Basso — S IV Gorgo Tondo Basso — S V Gorgo Tondo Basso

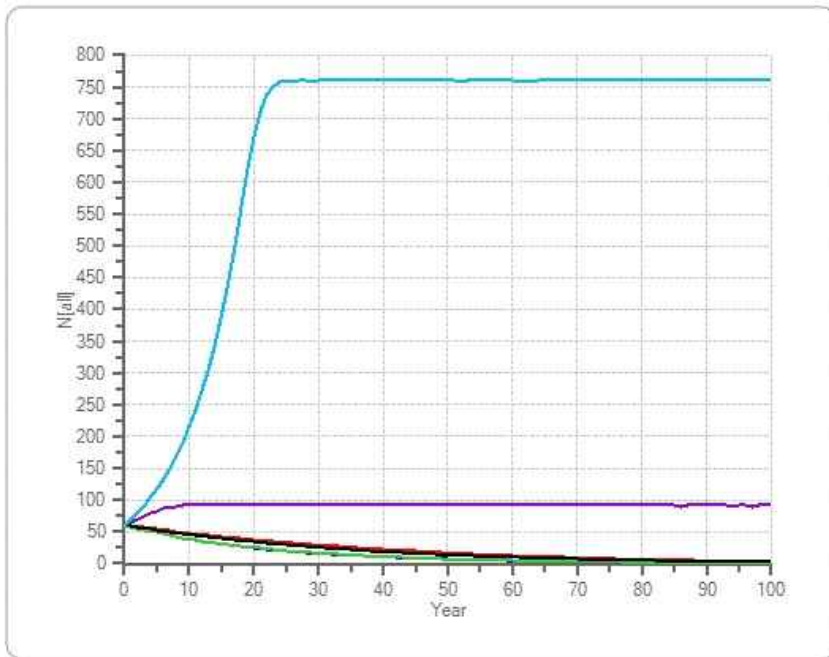


Fig. 93 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso

— SS Gorgi Tondi Medio-Alto — S I Gorgi Tondi Medio-Alto — S II Gorgi Tondi Medio-Alto
— S III Gorgi Tondi Medio-Alto — S IV Gorgi Tondi Medio-Alto — S V Gorgi Tondi Medio-Alto

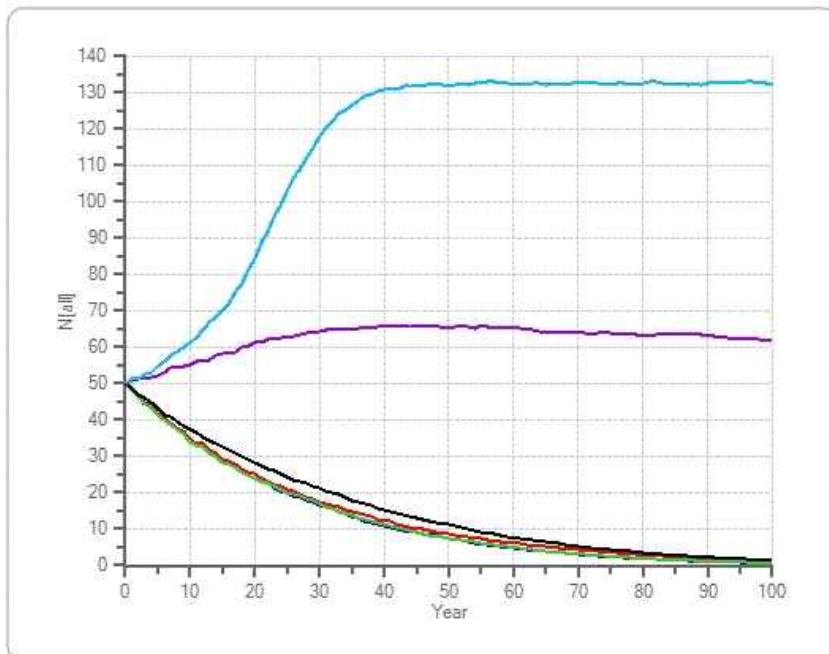


Fig. 94 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione dei Gorgi Tondi Medio-Alto

Fig. 95 – Simulazione in VORTEX della probabilità di permanenza della sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso

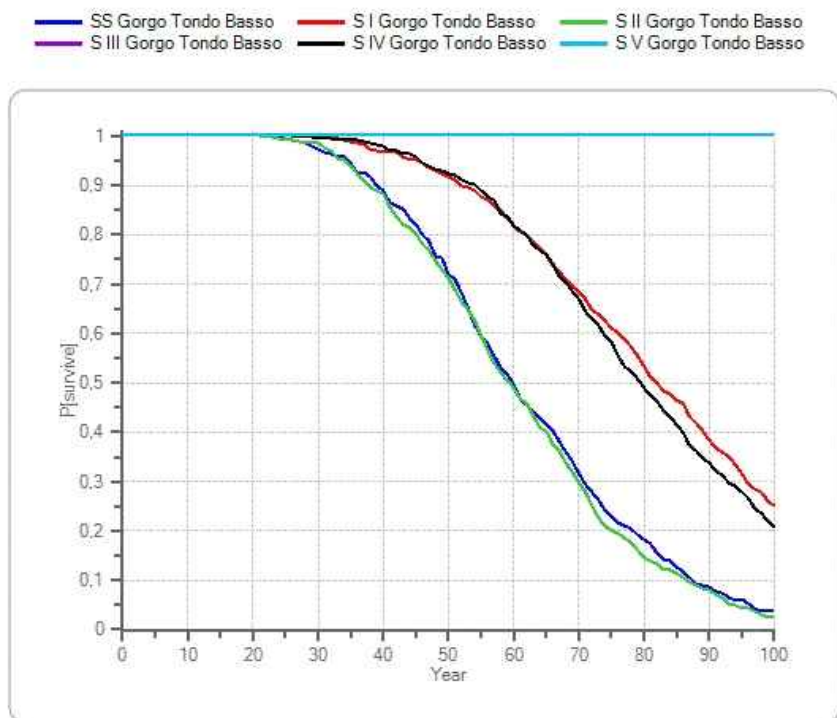
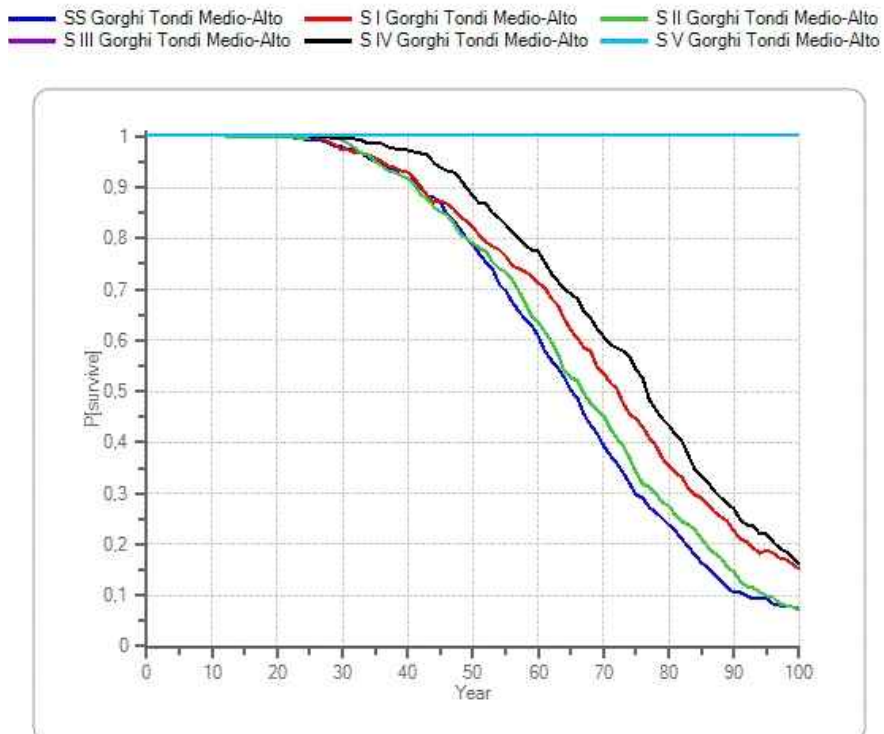


Fig. 96 – Simulazione in VORTEX della probabilità di permanenza della sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto



La probabilità media di estinzione degli scenari riferiti allo scenario attuale (SA) non porta in nessun caso all'estinzione della popolazione, sebbene siano evidenti i differenti destini a seconda dello scenario considerato (Tab. 30).

Tab. 30 – Parametri demografici e genetici derivanti dalla *Sensitivity Analysis* riferita allo scenario attuale

Scenario	Tasso di crescita	Probabilità di estinzione	Abbondanza finale	Sex ratio finale	N° anni per prima estinzione	Eterozigosi attesa
	media (SE)	media (SE)	media (SD)	M:F	media (SD)	media (SD)
S VI	0,0038 (0,0002)	0	442,85 (90,28)	8,3:1 (totale) 8,2:1 (adulti)	ND	0,9853 (0,0019)
S VII	0,0075 (0,0003)	0	116,25 (26,02)	2,5:1 (totale) 2,9:1(adulti)	ND	0,9450 (0,0149)
S VIII	0,0162 (0,0003)	0	1024,70 (122,60)	1,9:1(totale) 1,7:1(adulti)	ND	0,9892 (0,0012)
S VIIIa	0,0373 (0,0002)	0	1750,65 (71,01)	2,1:1(totale) 2:1 (adulti)	ND	0,9908 (0,0009)
S IX	0,0195 (0,0002)	0	785,66 (70,53)	2,6:1 (totale) 3,1:1 (adulti)	ND	0,9874 (0,0011)
S X	0,0151 (0,0003)	0	751,20 (67,55)	3,1:1(totale) 2,6:1(adulti)	ND	0,9876 (0,0012)

Lo scenario VI conduce ad un decremento dell'abbondanza della popolazione e ad uno spostamento della *sex ratio* verso i maschi, prossimo al valore soglia di 9:1 che determinerebbe uno squilibrio talmente elevato tra i sessi da condurre la popolazione all'estinzione. In particolare la popolazione sembra iniziare il suo declino dopo 40 anni dall'inizio della simulazione, quando il valore della *sex ratio* primaria ha raggiunto nella simulazione il rapporto di 4:1. Lo scenario VII mostra come la popolazione del Gorgo Tondo Basso non sia in grado fin da subito di far fronte all'introduzione di pesci competitori, per poi assestarsi su valori di densità paragonabili a quelli dei Gorghi Tondi Medio-Alto. È interessante notare anche le ripercussioni sulla sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto, sebbene sia ipotizzabile che in un tale scenario il *deficit* di individui di quest'ultima possa essere sopperito da un aumento dell'immigrazione da parte degli individui del Gorgo Tondo Basso. Gli scenari VIII e VIIIa evidenziano il rapido effetto dell'eradicazione dei pesci dai Gorghi Tondi Medio-Alto con un incremento della metapopolazione fino a 1750 individui quando, oltre ad aumentare la capacità portante aumenta anche la sopravvivenza degli individui più giovani (0 – 2 anni). Lo scenario IX non mostra particolari differenze rispetto allo scenario attuale (SA) mentre lo scenario X determina una riduzione dell'abbondanza della popolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto.

— SA Gorgo Tondo Basso — S VI Gorgo Tondo Basso — S VII Gorgo Tondo Basso
— S VIII Gorgo Tondo Basso — S VIII Gorgo Tondo Basso

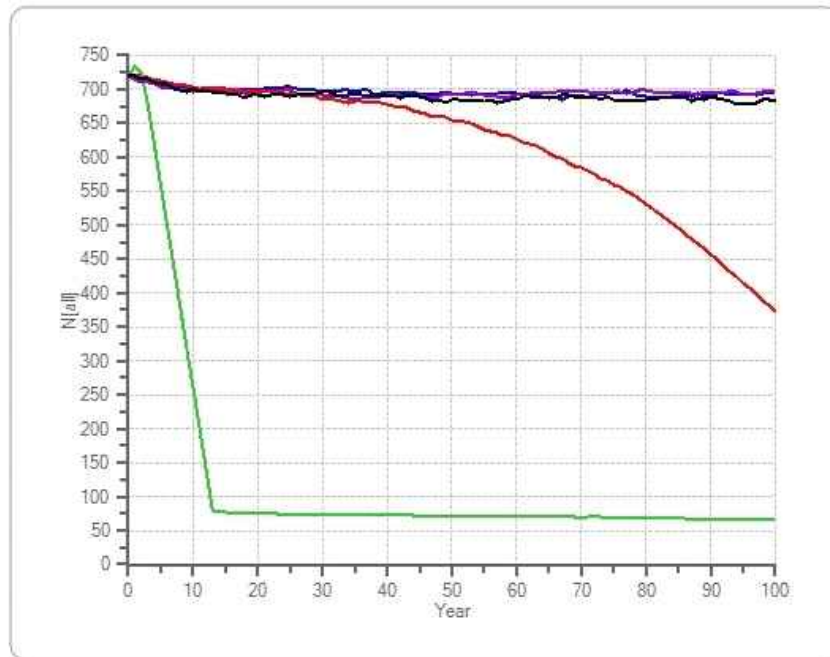


Fig. 97 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso secondo differenti scenari

— SA Gorghi Tondi Medio-Alto — S VI Gorghi Tondi Medio-Alto — S VII Gorghi Tondi Medio-Alto

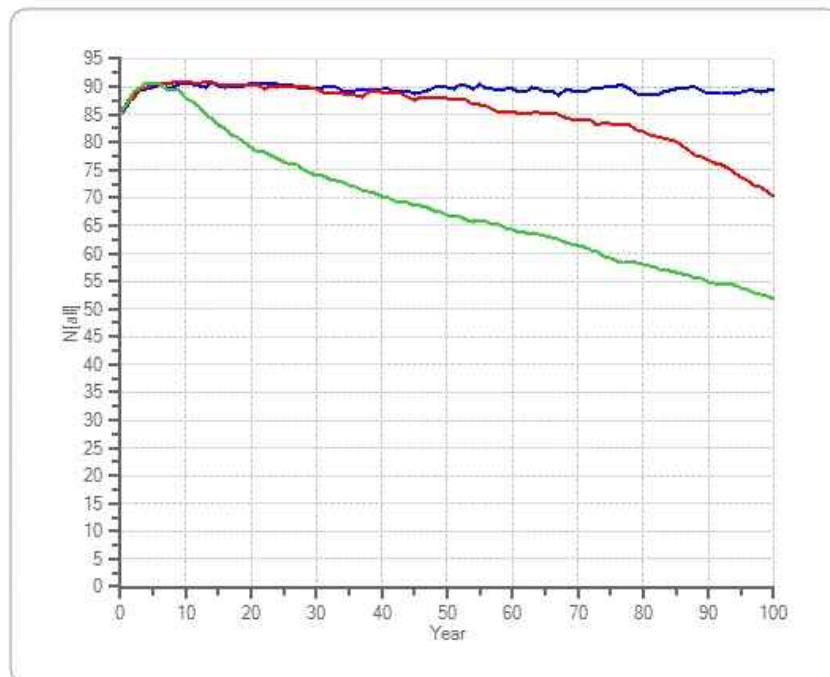


Fig. 98 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto secondo differenti scenari

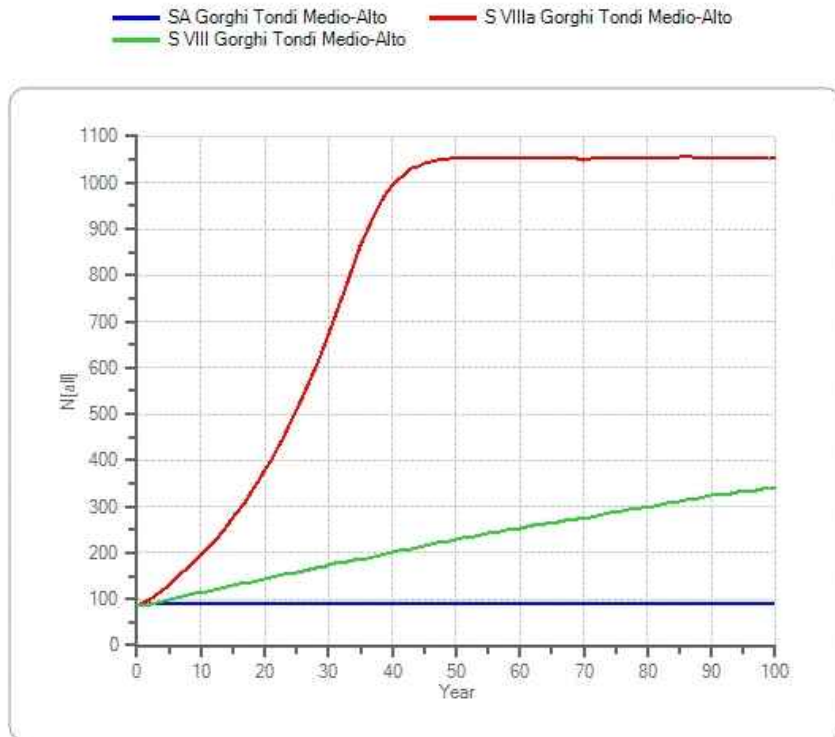


Fig. 99 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione dei Gorgi Tondi Medio-Alto secondo differenti scenari

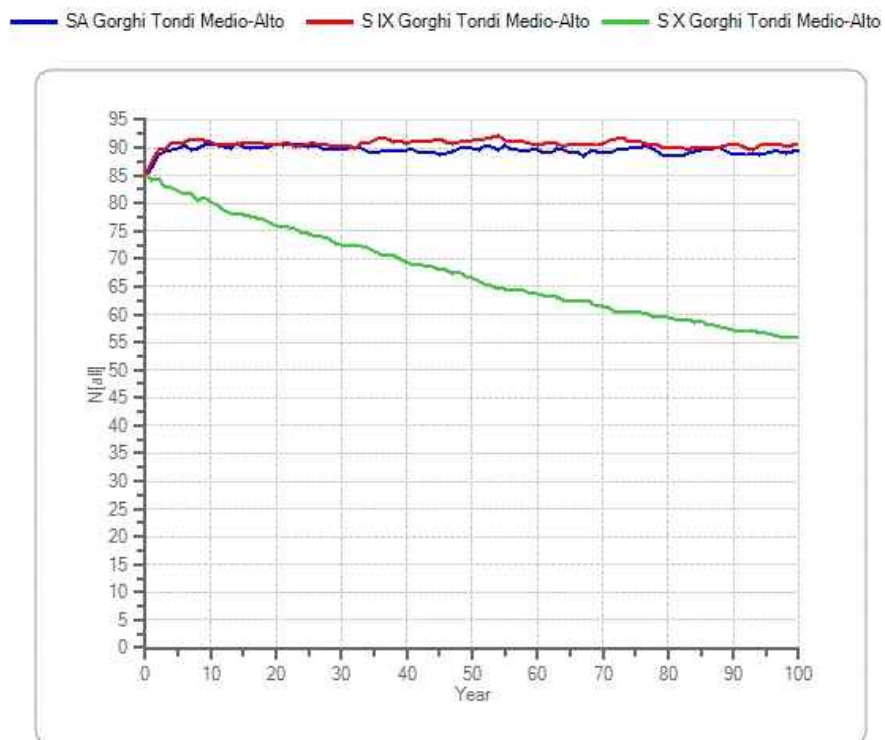


Fig. 100 – Simulazione in VORTEX dell'abbondanza della sottopopolazione dei Gorgi Tondi Medio-Alto secondo differenti scenari

— SA Gorghi Tondi Medio-Alto — S IX Gorghi Tondi Medio-Alto — SX Gorghi Tondi Medio-Alto

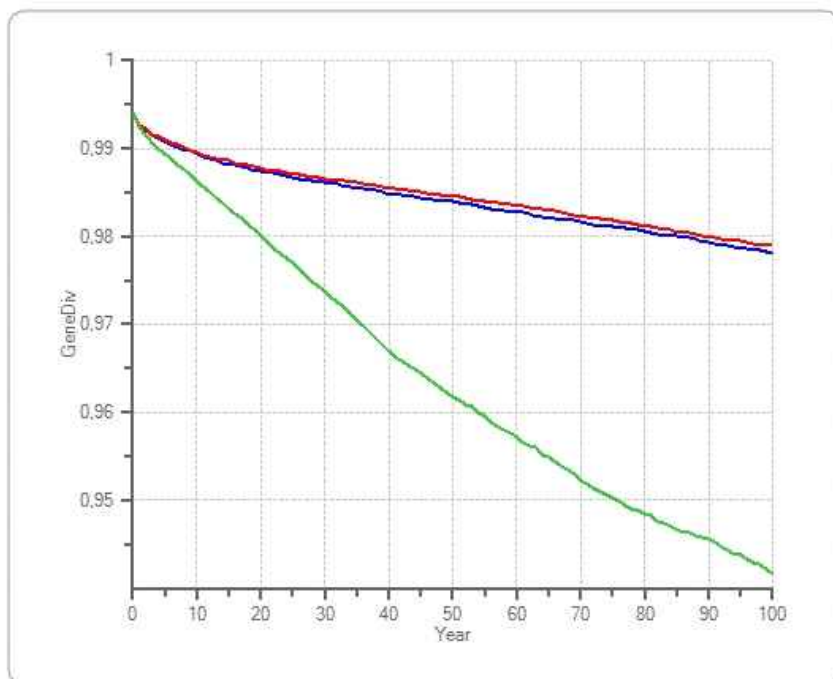


Fig. 101 – Simulazione in VORTEX della diversità genetica della sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto secondo differenti scenari

4.3 Discussione

La PVA mostra come ad inizio secolo la metapopolazione dei Gorghi Tondi fosse sottoposta a forti pressioni che influivano in modo negativo sui principali parametri demografici, tanto che al persistere delle medesime condizioni la sua probabilità di estinzione sarebbe stata dell'88% in un tempo medio di 73 anni. I parametri che hanno contribuito principalmente all'esplosione demografica del Gorgo Tondo Basso sono stati l'aumento della sopravvivenza degli individui giovani (0–2 anni) e l'aumento della capacità portante, in sinergia, ma con un ruolo di minore importanza, con l'aumento della taglia delle femmine e della sopravvivenza degli individui della classi di età comprese tra i tre anni e il raggiungimento della maturità sessuale. Le nuove risorse venutesi a creare a seguito dell'aumento della superficie della zona umida e alla differenziazione dei suoi habitat hanno determinato, molto probabilmente, un importante aumento della sopravvivenza degli individui più giovani, dimostrando l'ottima capacità di resilienza delle popolazioni di *Emys trinacris*, come peraltro già osservato in *Emys orbicularis* (FICHEUX *et al.*, 2014). È inoltre interessante sottolineare, soprattutto a fini gestionali, che il solo aumento della capacità portante non seguito da un incremento della sopravvivenza delle classi giovanili non sarebbe stato sufficiente a scongiurare l'estinzione della popolazione e viceversa, il solo aumento della sopravvivenza degli individui giovani, anche attraverso programmi di *headstarting*, deve comunque essere affiancato da attività di gestione ed eventuale miglioramento degli habitat (CANESSA *et al.*, 2016). Il *boom* demografico non è stato invece possibile per i Gorghi Tondi Medio-Alto dove la presenza dei pesci alloctoni non ha permesso una crescita così evidente della sottopopolazione. Quanto osservato appare comunque legato sia ad un lieve aumento della capacità portante e della sopravvivenza degli individui della sottopopolazione grazie alla maggiore diversificazione degli habitat ma anche all'immigrazione di esemplari dal Gorgo Tondo Basso, che sembra svolgere attualmente il ruolo di sito sorgente all'interno delle dinamiche della metapopolazione. Le nuove condizioni ambientali hanno invece condotto la metapopolazione ad una situazione ottimale e il loro mantenimento ne garantisce la permanenza almeno per i prossimi 100 anni. Nonostante ciò, è importante tenere in considerazione alcuni elementi che possono influire sulla sua dinamica demografica. In particolare l'aumento della copertura arbustiva e arborea, determinato da una scelta gestionale di lasciare spazio alla naturale evoluzione della vegetazione, può condurre, in una specie che ha probabilmente una certa fedeltà al sito di deposizione come la

congenere *Emys orbicularis* (MITRUS, 2006), ad uno spostamento della *sex ratio* primaria ulteriormente verso il sesso maschile (VOGT & BULL, 1982) e ciò causerebbe un declino più marcato, quando dovesse raggiungere valori pari ad un rapporto di 4:1. A rafforzare l'importanza di questo valore va ricordato che la tendenza allo spostamento verso il sesso maschile è stata prevista dallo scenario maggiormente realistico ed è stata confermata nei campionamenti condotti (vedi cap. 3.1.2), mostrando un feedback positivo nella demografia della popolazione studiata. Ovviamente il modello non tiene conto delle variabili climatiche, tra cui il riscaldamento globale (IPCC, 2007.) e la plasticità comportamentale delle femmine (LINDEMAN, 1992) dovuta alla fedeltà all'habitat di deposizione (MITRUS, 2006), elementi che andrebbero a compensare in parte l'aumento di ombreggiamento. È comunque utile sottolineare la problematica e considerare tra gli aspetti fondamentali dei futuri monitoraggi l'andamento della *sex ratio* e l'individuazione degli habitat preferenziali per la deposizione delle uova, al fine di valutare eventuali interventi gestionali. L'introduzione accidentale o dolosa di pesci alloctoni all'interno del Gorgo Tondo Basso determinerebbe un drastico calo della sottopopolazione. Rispetto allo scenario simulato questa riduzione dovrebbe essere comunque apparentemente attenuata dalla longevità della specie. La sottopopolazione potrebbe infatti manifestare le conseguenze diversi anni dopo l'introduzione a causa di aumento della mortalità dei giovani esemplari dovuta alla riduzione della capacità portante indotta dalla competizione con i pesci. Accanto a questo con molta probabilità si innescherebbero fenomeni dispersivi sia verso i Gorghi Tondi Medio-Alto, che altrimenti andrebbero incontro anche loro ad un declino della popolazione, sia verso il Lago Preola e il Pantano Murana. Un'azione che permetterebbe un incremento notevole della popolazione è sicuramente l'eradicazione dei pesci alloctoni dai Gorghi Tondi Medio-Alto. Questo scenario è però altamente improbabile a causa dell'impossibilità di rimuovere completamente tutta la fauna ittica dalla zona umida, se non con metodi altamente invasivi che avrebbero probabilmente effetti collaterali molto dannosi sulle cenosi. Queste considerazioni sottolineano ancora maggiormente l'importanza di evitare l'introduzione di fauna ittica alloctona all'interno delle zone umide. Infine la chiusura al traffico veicolare della strada che separa il Gorgo Tondo Basso dai Gorghi Tondi Medio-Alto non sembra avere un effetto migliorativo tale da giustificare il provvedimento. Al contrario un aumento consistente del traffico potrebbe avere delle conseguenze sull'abbondanza e sulla variabilità genetica della sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto che, seppur minime, meritano di essere prese in considerazione qualora si verificasse l'evento considerato.

5. Conclusioni

La Riserva Naturale Integrale del “Lago Preola e Gorghi Tondi” è un’isola di naturalità all’interno di una matrice di natura agricola destinata principalmente alla viticoltura e all’olivicoltura. Area relittuale di un ampio sistema di zone umide che si estendeva nella Sicilia sud-occidentale all’interno dei comuni di Castelvetro, Mazara del Vallo, Marsala e Trapani, oggi svolge il duplice ruolo di *stepping stone* per numerose specie di uccelli e di area rifugio per altre specie animali e vegetali legate principalmente agli ambienti lenticili d’acqua dolce. Tra queste, riveste particolare interesse l’endemica Testuggine palustre siciliana, presente qui con una delle poche popolazioni su cui si hanno dati scientifici pregressi (D’ANGELO, 2004; D’ANGELO, 2013).

La diversità ambientale dell’area protetta è legata sostanzialmente alla quantità di acqua disponibile nella falda che alimenta le zone umide, che a sua volta dipende dalle precipitazioni autunnali e invernali e dagli emungimenti per scopi irrigui. Periodi particolarmente siccitosi determinano un *deficit* idrico che porta addirittura all’asciutta dei due bacini meno profondi (Pantano Murana e Lago Preola) e alla perdita di ampie zone caratterizzate da acque basse nei tre Gorghi, che rimangono confinati all’interno del perimetro principale delle doline con acque fin da subito profonde. L’aumento della disponibilità idrica favorisce invece la formazione di ambienti stabili a differenti profondità, che permettono una maggiore produttività, offrendo acque più calde che favoriscono i processi metabolici degli organismi acquatici e una maggiore disponibilità di micro-habitat per numerose specie di invertebrati (WETZEL, 2001; SOLOMON *et al.*, 2011). L’alternanza di questi periodi determina il raggiungimento di equilibri nelle cenosi che seppur molto labili possono essere raggiunti in poco tempo, grazie all’alta produttività tipica delle zone umide.

Ovviamente l’equilibrio raggiunto da ogni singola fase è diverso da quello precedente e condizionato dai fattori contingenti locali, tra cui ultimamente si annoverano sicuramente le specie aliene invasive, che sono in grado di alterare la struttura e la composizione di una comunità in un arco temporale molto breve (SAVINI *et al.*, 2008).

L’attività antropica, oltre all’introduzione di specie alloctone e all’alterazione fisica e meccanica dello stato dei luoghi, ha inoltre generato negli anni diversi fattori di pressione che hanno influito e influiscono tuttora sulle comunità animali e vegetali dell’area protetta.

Tra tutte, l’attività agricola, attraverso l’utilizzo di ammendanti e pesticidi, e l’attività venatoria hanno probabilmente causato un’eccessiva concentrazione di contaminanti, tra cui spiccano per le elevate concentrazioni rilevate il piombo e l’arsenico. Le specie che si

alimentano nell'ambiente acquatico sono maggiormente vulnerabili a queste sostanze nel medio-lungo termine a causa della maggiore mobilità dei contaminanti nell'acqua rispetto all'ambiente terrestre e per il loro accumulo nel sedimento che diventa un serbatoio per gli anni a venire (BURGER *et al.*, 2010). Questo è un problema che si accentua ancora maggiormente per *Emys trinacris*, poiché il 65% del suo areale di distribuzione ricade all'interno di aree con utilizzo regolare di pesticidi (MINGO *et al.*, 2016).

Il piombo presenta lunghi tempi di permanenza nel suolo, a confronto con la maggior parte degli inquinanti, a causa della bassa solubilità e del basso tasso di degradazione da parte dei microrganismi. Rimane pertanto accessibile alla catena alimentare e al metabolismo per lungo tempo (ALLOWAY, 1995). La mobilità, la solubilità e anche la biodisponibilità del piombo nel suolo sono molto basse in quanto esso si lega fortemente alla sostanza organica accumulandosi negli orizzonti di superficie (BAIZE, 1997). Alte concentrazioni di piombo all'interno dell'organismo possono avere differenti effetti neurologici, comportamentali, epatologici e sul sistema riproduttivo (MITCHELL, 1987; BURGER *et al.*, 1993). L'arsenico è un metalloide noto per la tossicità e cancerogenicità della forma elementare, dei suoi composti inorganici e dell'Arsina (AsH_3), sebbene la sua tossicità e biodisponibilità dipendano dalla sua speciazione chimica (CULLEN & REIMER, 1989). L'assorbimento da parte delle piante non è elevato e in suoli trattati con pesticidi arsenicali la persistenza di questi composti è comunque notevole, con un tempo di emivita di 15 anni (KABATA-PENDIAS & PENDIA, 2001).

Nonostante le tartarughe e le testuggini siano spesso utilizzate come bioindicatori delle contaminazioni ambientali, per la loro sedentarietà e/o longevità, gli effetti tossicologici sono stati poco studiati rispetto ad altri gruppi animali come pesci, uccelli e mammiferi (SPARLING *et al.*, 2010). Allo stato attuale delle conoscenze sono noti solo alcuni effetti del piombo mentre non si hanno dati specifici per l'arsenico, anche se per quest'ultimo, in associazione con cadmio e selenio, sono noti effetti di rallentamento della crescita su altri rettili acquatici, tra cui il colubride *Nerodia fasciata* (HOPKINS *et al.*, 1999).

Nei neonati di *Trachemys scripta*, un emidide nordamericano, concentrazioni superiori a 1 mg/g hanno un effetto sulla sopravvivenza, sul comportamento e sulla crescita, con un suo generale rallentamento (BURGER *et al.*, 1998). YU *et al.* (2011) hanno evidenziato inoltre un effetto immunosoppressivo del piombo su *Trachemys scripta elegans*.

Per quanto riguarda l'arsenico, sebbene non siano noti gli effetti, è stato dimostrato il trasferimento diretto alla progenie dalla madre, attraverso fenomeni di bioaccumulo sia in

Sternotherus odoratus sia in *Trachemys scripta*, ma in quantità specie-specifiche (VAN DYKE *et al.*, 2014).

Tutti questi fattori di pressione hanno avuto sicuramente delle ricadute sulla popolazione di *Emys trinacris*, essendo una specie posta al vertice della catena trofica delle zone umide dell'area protetta. Per capire quali esse siano e le cause che le hanno generate bisogna però riassumere brevemente la storia recente dell'area protetta e della popolazione di testuggine palustre.

All'inizio del XXI secolo le zone umide della Riserva si trovarono all'apice di un periodo di sofferenza idrica che ebbe origine negli anni settanta del secolo precedente (CUSIMANO *et al.*, 2006). La popolazione di testuggine palustre rimase confinata nei tre profondi Gorghi e in alcuni fossi scavati dagli agricoltori nel lago Preola per l'approvvigionamento idrico (D'ANGELO, 2004). La stima complessiva effettuata nel 2003 fu di 169 animali per l'intera area protetta con una densità di 23,8 ind/ha. Studi successivi evidenziarono come le testuggini del "Lago Preola e Gorghi Tondi" fossero significativamente più piccole rispetto ad altre popolazioni limitrofe. CENSI *et al.* (2013) ipotizzarono che queste differenze fossero indotte da un inquinamento da lantanidi dell'ambiente acquatico (vedi cap. 1.1) che può condizionare lo sviluppo delle popolazioni di microorganismi acquatici e di conseguenza la disponibilità trofica per le testuggini (ZHANG *et al.*, 2010). Nel frattempo, il mutare delle condizioni climatiche con un incremento delle precipitazioni e le azioni di regolamentazione degli emungimenti e dell'uso di erbicidi, fitofarmaci, pesticidi e ammendanti nei terreni agricoli ricadenti all'interno della Riserva oltre all'acquisto di terreni al Demanio per favorire la naturalizzazione dell'area hanno portato a sostanziali modifiche nell'assetto del territorio che permangono tuttora (vedi cap. 1.1 e cap. 2). In soli dieci anni si è verificato un aumento delle aree umide occupate dal Gorgo Tondo Basso e dai Gorghi Tondi Medio-Alto, con valori attuali che si attestano rispettivamente attorno al 174% e al 125% della loro estensione nel 2003. Nell'area dei Gorghi si è inoltre assistito ad un aumento complessivo del 9% del territorio naturale che si attesta ora attorno al 75%, con un generale incremento delle zone arbustate e boscate.

Analogamente, i campionamenti condotti nel 2015 hanno permesso di evidenziare un sostanziale aumento numerico della popolazione di testuggine palustre che per la sola area dei Gorghi è stata stimata attorno agli 800 individui. Come già precedentemente discusso nel capitolo 3.1, analizzando nel dettaglio le due sottopopolazioni, che nel breve termine però non presentano flussi significativi di individui, è stata osservata una netta differenza, sia in termini di densità di individui che in termini di dimensioni corporee.

L'attuale sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso presenta un numero più elevato di animali che possiedono dimensioni corporee maggiori rispetto sia alla sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto sia alla stessa sottopopolazione del Gorgo Tondo Basso nel 2003. L'odierna sottopopolazione dei Gorghi Tondi Medio-Alto presenta invece densità lievemente maggiori e dimensioni degli individui simili a quelle del 2003. Tutto ciò fa ipotizzare l'esistenza alla fine del secolo scorso di uno o più fattori limitanti che sono poi venuti a mancare nel Gorgo Tondo Basso ed invece si sono mantenuti nei Gorghi Tondi Medio-Alto, influenzando l'abbondanza, la densità e la taglia degli individui. A rafforzare ulteriormente questa ipotesi è la taglia inferiore raggiunta dagli individui più anziani rispetto agli individui adulti più giovani del Gorgo Tondo Basso, fenomeno non riscontrato nei Gorghi Tondi Medio-Alto.

Le differenze di taglia osservate sono imputabili al differente tasso di crescita riscontrato nei due siti negli anni che precedono la maturità sessuale, stimati in cinque-sei per i maschi e sette-otto per le femmine. Nella fase giovanile dei cheloni quasi tutte le risorse sono infatti dedicate all'accrescimento per raggiungere una dimensione corporea e una robustezza del guscio tali da renderli meno predabili (KUCHLING, 1999) e sebbene presentino una crescita illimitata, questa rallenta notevolmente dopo la maturità sessuale (ANDREWS, 1982). Le risorse energetiche possono infatti essere utilizzate a seconda dell'età e del periodo dell'anno per l'accrescimento, per il mantenimento del metabolismo basale e per la riproduzione (KUCHLING, 1999). La crescita nei cheloni è regolata principalmente dalla temperatura e dalla disponibilità e dalla qualità delle risorse trofiche (KUCHLING, 1999) oltre che da fattori locali legati alla presenza di contaminanti che possono alterare i processi metabolici (BURGER *et al.*, 1998). Escludendo sia la temperatura come fattore condizionante, poiché si tratta di siti adiacenti interessati dalle medesime condizioni climatiche e con una rappresentatività simile degli habitat, sia la componente genetica, vista la vicinanza dei siti e il seppur minimo flusso di individui, i principali fattori che possono condizionare la crescita di *Emys trinacris* nei Gorghi Tondi sono pertanto la disponibilità e la qualità del cibo e l'eventuale presenza di contaminanti.

Per quanto riguarda le risorse trofiche le ricerche condotte hanno dimostrato come queste siano nettamente differenti nei due siti (vedi cap. 3.2). La presenza dei pesci alloctoni *Gambusia holbrooki* e *Cyprinus carpio* sembra infatti avere un impatto notevole sulla comunità di invertebrati acquatici del sistema dei Gorghi Tondi Medio-Alto, determinando una consistente riduzione sia della diversità sia dell'abbondanza delle principali prede di *Emys trinacris*, i macro-invertebrati acquatici. Tutto questo si traduce in

una nicchia trofica molto ristretta e limitata a numero complessivo di prede inferiore nei Gorghi Tondi Medio-Alto rispetto al Gorgo Tondo Basso. Probabilmente questa differenza di disponibilità di prede, pur esistendo già nel 2003, è stata accentuata dalla formazione di ambienti ad acque basse caratterizzate da temperature più alte che favoriscono una maggiore produttività e dalla riduzione della salinità (VERSCHUREN *et al.*, 2000). Queste differenze nella quantità e nella qualità del cibo possono avere sicuramente un'influenza sul tasso di crescita degli individui nei due siti, come peraltro già osservato in altri emididi americani (CAGLE, 1946; MACCULLOCH & SECOY, 1983; DUNHAM & GIBBONS, 1990) e in *Chelydra serpentina* (BROWN *et al.*, 1994). L'alta concentrazione di contaminanti (Arsenico e Piombo) possono aver avuto o avere tutt'ora un ruolo attraverso processi di bioaccumulo e di biomagnificazione, soprattutto col consumo di *Procambarus clarkii* (BELLANTE *et al.*, 2015), sebbene le odierne alte concentrazioni in entrambi i siti (vedi cap. 1) e i loro lunghi tempi di permanenza nel sedimento non giustificano la repentina differenza riscontrata tra il popolamento del 2003 e del 2015 del Gorgo Tondo Basso.

In base ai risultati ottenuti è pertanto plausibile ipotizzare che la differenza di taglia sia in primo luogo imputabile alla differente disponibilità trofica nei due siti, condizionata principalmente dalla presenza di due specie ittiche competitori alloctone i cui effetti potrebbero essere accentuati dalla presenza di contaminanti in grado di influire sulla struttura e sull'abbondanza della comunità animale e sul metabolismo degli individui.

Queste differenze indotte di taglia hanno probabilmente anche delle ripercussioni sia sulla variabilità genetica della popolazione poiché i maschi del genere *Emys* sembrano accoppiarsi preferibilmente con femmine di maggiori dimensioni (POSCHADEL *et al.*, 2006) sia sulla fecondità, con femmine dei Gorghi Tondi Medio-Alto che depongono in media un numero inferiore di uova per femmina rispetto a quelle del Gorgo Tondo Basso. Quanto osservato è concorde con il modello ottimale di taglia delle uova, secondo cui le maggiori variazioni nell'*output* riproduttivo dovute a differenti condizioni ambientali sono nel numero di uova prodotte per femmina piuttosto che nella taglia delle uova, che è stata invece ottimizzata dalla selezione naturale (BROKELMANN, 1975).

Allo stesso modo anche la densità delle testuggini sembra legata alla produttività del sito (CONGDON *et al.*, 1986; GALBRAITH *et al.*, 1988). Pertanto anche in questo caso le nette differenze riscontrate tra i due siti nel 2015 sono spiegabili, come per la differenze di taglia, in termini di disponibilità trofica, che sostanzialmente sembra essere all'interno

dell'area protetta uno dei principali fattori che influenzano la capacità portante³ delle singole zone umide e il tasso di sopravvivenza degli individui più giovani.

Più difficile da spiegare è invece l'esplosione demografica verificatasi in così poco tempo nel Gorgo Tondo Basso. Trattandosi di una specie longeva e con una maturità sessuale tardiva il tempo di resilienza dovrebbe essere infatti altrettanto protratto nel tempo (PITT & NICKERSON, 2013), ma in realtà è molto probabile che i tempi siano molto più brevi, come già osservato per *Emys orbicularis* in Francia sia dopo un incendio (CHEYLAN & POITEVIN, 1998) sia dopo interventi di gestione di una zona umida (FICHEUX *et al.*, 2014).

L'abbondanza di una popolazione animale è regolata da cinque processi fondamentali (nascita, morte, crescita, immigrazione ed emigrazione). Nelle specie longeve l'equilibrio è molto più sensibile a cambiamenti nella sopravvivenza di adulti, sub-adulti e giovani piuttosto che a cambiamenti nella fecondità, nella sopravvivenza nel nido e nell'età di raggiungimento della maturità sessuale (CONGDON *et al.*, 1993; HEPPELL *et al.*, 1996). Esclusi fenomeni migratori significativi, data la tendenza alla sedentarietà osservata grazie alle ricatture, con molta probabilità, l'incremento demografico è pertanto da imputare ad un aumento del tasso di sopravvivenza degli individui. Gli elementi cruciali sono stati sicuramente l'aumento del livello idrico e la formazione della zona con acqua bassa che ha determinato sia un incremento della disponibilità trofica sia un ambiente con acque più calde – che favoriscono i processi metabolici degli animali eterotermi (KUCHLING, 2009) – e con un maggior numero di aree rifugio, in cui sfuggire nei primi anni di vita dai predatori. La riduzione della competizione intraspecifica dovuta all'aumento della disponibilità trofica e dell'estensione della zona umida può avere favorito un aumento considerevole e rapido del reclutamento dei nuovi nati (FORDHAM *et al.*, 2009). Il maggiore volume d'acqua ha inoltre reso meno frequenti le fioriture di *Microcystis aeruginosa* (D'Angelo, com. pers.), un cianobatterio che produce microcistine tossiche (CRONBERG *et al.*, 2003) e che può causare la morte delle testuggini palustri (NASRI *et al.*, 2007) per via diretta attraverso l'ingestione di cianobatteri dall'acqua o attraverso l'ingestione di altri animali che possono accumulare cianotossine nei loro tessuti, come *Procambarus clarkii* (NASELLI-FLORIS *et al.*, 2007). La permanenza d'acqua anche nel Lago Preola e del Pantano Murana potrebbe anche aver determinato una maggiore dispersione degli uccelli predatori delle giovani testuggini, diminuendo la pressione predatoria nei Gorgi Tondi.

3 Capacità di un ambiente e delle sue risorse di sostenere un certo numero di individui di una popolazione

Allo stesso tempo anche la creazione di aree tampone, prive di attività agricole attorno ai bacini idrici, potrebbe aver determinato un maggior tasso di sopravvivenza dei nidiacei e allo stesso tempo un maggiore spostamento della *sex ratio* verso i maschi a causa dell'aumento della copertura arbustiva ed arborea (VOGT & BULL, 1982).

Il *boom* demografico non si è invece verificato nei Gorghi Tondi Medio-Alto, dove seppur aumentando leggermente la popolazione, questa si è mantenuta stabile con densità paragonabili a quelle del 2003. La presenza dei pesci alloctoni competitori, nonostante la formazione di aree con acque basse, non ha probabilmente permesso un aumento sostanziale della capacità portante della zona umida, mettendo in evidenza come anche nel caso della densità, come per il tasso di crescita, il principale fattore limitante sia la disponibilità trofica.

I modelli di PVA confermano quanto detto in precedenza evidenziando come l'elemento determinante sia stata la sinergia tra l'aumento della sopravvivenza degli individui più giovani e della capacità portante delle zone umide, senza il verificarsi di queste condizioni la popolazione dei Gorghi Tondi sarebbe probabilmente andata incontro ad un drastico declino, tanto da condurla alla soglia dell'estinzione. Come sottolineato nel capitolo 4.3 l'incremento di uno solo dei due parametri non sarebbe stato utile in un caso a scongiurare l'estinzione e nell'altro ad incrementare in modo considerevole la popolazione, confermando l'importanza per i progetti di conservazione dei cheloni di agire soprattutto sulla sopravvivenza degli individui giovani – ad esempio attraverso programmi di *headstarting* – ma anche sulla gestione degli habitat.

Questo caso studio conferma la complessità e la molteplicità dei fattori che possono influire sulle dinamiche di una popolazione animale e sulla *fitness* dei singoli individui. I risultati ottenuti hanno permesso di evidenziare come la presenza di specie alloctone possa influire sulla struttura dell'ecosistema e di riflesso sulle caratteristiche della specie oggetto di studio, ponendo l'accento su di una problematica, la competizione tra testuggini e pesci alloctoni, su cui non esistono informazioni, al contrario delle ormai note interazioni competitive con le testuggini alloctone americane (CADI & JOLY, 2003; 2004). Questi risultati possono fornire importanti indicazioni per la strategia di gestione della Riserva Naturale e per la gestione di aree naturali con simili caratteristiche ambientali, ai fini di migliorare non solo lo *status* di conservazione di *Emys trinacris*, ma anche la qualità degli habitat in cui essa vive. In particolare la priorità per la conservazione della testuggine palustre e di numerose altre specie di invertebrati presenti all'interno della Riserva è quella di mettere in atto tutte le misure necessarie per evitare la diffusione dei pesci nel Gorgo

Tondo Basso, nel Lago Preola e nel Pantano Murana. Oltre a ciò dovranno essere attuate delle misure per il contenimento di *Procambarus clarkii*, vista la sua duplice pericolosità, sia come disturbatore dell'ecosistema (SAVINI *et al.*, 2008) sia come vettore di contaminanti (BELLANTE *et al.*, 2015) e tossine (NASELLI-FLORIS *et al.*, 2007). Allo stato attuale delle conoscenze i contaminanti non sembrano avere un impatto così marcato come quello delle specie alloctone, sebbene siano auspicabili monitoraggi per valutarne gli eventuali effetti cronici a medio-lungo termine. Il modello di PVA mostra come le nuove condizioni ambientali abbiano condotto la metapopolazione dei Gorghi Tondi ad una situazione sub-ottimale e il loro mantenimento ne garantisce la permanenza almeno per i prossimi 100 anni. Nonostante ciò, è importante tenere in considerazione alcuni elementi che possono influire sulla sua dinamica demografica. Particolare attenzione dovrà essere inoltre indirizzata verso la valutazione della gestione delle aree limitrofe i corpi idrici.

Sicuramente il cambiamento di destinazione d'uso ha favorito la creazione di una zona tampone nei confronti dei contaminanti e dei nutrienti provenienti dai terreni limitrofi per ruscellamento o per diffusione aerea, ma l'aumento della copertura arbustiva e arborea può avere delle conseguenze sulla composizione delle comunità animali e sulle dinamiche di popolazione che dovranno essere valutate nel tempo.

6. Bibliografia

- Akçakaya H.R., Sjögren-Gulve P. (2000). Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48: 9-21.
- Alloway B.J. (1995). Heavy metals in soils. Springer Science & Business Media, 368 pp.
- Amundsen P.A., Gabler H.M., Staldvik F.J. (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data e modification of the Costello (1990) method. *J Fish Biol* 48: 607-614.
- Andreone F., Corti C., Ficetola G.F., Razzetti E., Romano A., Sindaco R. (2013). Liste rosse italiane, <http://www.iucn.it/scheda.php?id=1350576451>.
- Andrews R.M. (1982). Patterns of growth in reptiles. In: Gans C., Pough F.H. (eds) *Biology of the Reptilia*, vol. 13. Academic Press, London, pp. 273-320.
- Angielczyk K.D., Feldman C.R. (2013). Are diminutive turtles miniaturized? The ontogeny of plastron shape in emydine turtles. *Biological Journal of the Linnean Society* 108: 727-755.
- Angileri S. (2004). Relazione tecnica. Riserva Naturale "Lago Preola - Gorgi Tondi".
- Ariano S., Carestiato N., Guaran A. (2012). Natura 2000 Areas between Conservation and Opportunities of Local Development. The Case of friuli Venezia Giulia Region (Italy). *Revista de Geografia e Ordenamento do Território* 2: 25-51.
- Arpa Sicilia (2016). Monitoraggio Gorgo Basso 2015 - Classificazione dello stato ecologico e dello stato chimico in base al DM n. 260/2010. 10 pp.
- Altland P.O., Highman B., Wood B. (1951). Some effects of x-irradiation on turtles. *J. Exp. Zool.* 118: 1-14.
- Auer M., Taşkavak E. (2004). Population structures of syntopic *Emys orbicularis* and *Mauremys rivulata* in western Turkey. *Biologia*, 59/Suppl. 14: 81-84.
- Ayres C., Calvino-Cancela M., Cordero-Rivera A. (2010). Water Lilies, *Nymphaea alba*, in the summer diet of *Emys orbicularis* in Northwestern Spain: use of emergent resources. *Chelonian Conserv Bi* 9: 128-131.
- Ayres C., Cordero-Rivera A. (2007). Site tenacity in European pond turtle (*Emys orbicularis*) hatchlings in Northwestern Spain. *Amphibia-Reptilia* 28(1): 144-147.
- Bagella S., Caria M.C., Filigheddua R. (2013). Gap analysis revealed a low efficiency of Natura 2000 network for the conservation of endemic species in Mediterranean temporary freshwater habitats. *Plant Biosystems* 147 (4): 1092-1094.

- Baillargeon S., Rivest L.P. (2007). Rcapture: Loglinear models for capture-recapture in R. *Journal of Statistical Software* 19 (5): 1-31.
- Baize D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Éditions, Paris, 410 pp.
- Balázs E., Györffy G. (2006): Investigation of the European pond turtle (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758) population living in a backwater near the river Tisza, southern Hungary. *Tiscia* 35: 55-64.
- Bannikov A.G. (1951). Materialy k poznaniyu biologii kavkazskikh cherepakh. *Uchenye Zapiski Moskovskogo Gorodskogo Pedagogicheskogo Instituta* 18: 129-167.
- Battaler J.V., Corteza A., Sancho V. (2008). Some data on ecology and distribution of the European pond turtle in the Valencia region (Eastern Spain). *Rev. Esp. Herp.* (2008) 22: 93-102.
- Bayrakci Y., Ayaz D. (2014). Dynamics of a Central Anatolian population of *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). *Herpetozoa* 27 (1/2): 29-37
- Bellante A., Maccarrone V., Buscaino G., Buffa G., Filiciotto F., Traina A., Del Core M., Mazzola S., Sprovieri M. (2015). Trace element concentrations in red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) and surface sediments in Lake Preola and Gorgi Tondi natural reserve, SW Sicily. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 1-18.
- Bonaccorso B., Bordi I., Cancelliere A., Rossi G., Sutura A. (2003). Spatial variability of drought: an analysis of the SPI in Sicily. *Water Resources Management* 17: 273-296.
- Brockelman W.Y. (1975). Competition, the fitness of offspring, and optimal clutch size. *Am. Nat.* 109: 677-699.
- Brody S. (1945). *Bioenergetics and growth*. Reinhold Publishing Corp., New York.
- Brown G.P., Bishop C.A., Brooks R.J. (1994). Growth rate, reproductive output, and temperature selection of snapping turtles in habitats of different productivities. *Journal of Herpetology* 28: 405-410.
- Brullo S., Ronsisvalle G.A. (1975). La vegetazione dei Gorgi Tondi e del Lago Preola, presso Mazara del Vallo (Sicilia occidentale). *Not. Fitosoc.* 10: 45-67.
- Brullo S., Furnari F. (1977). Le associazioni vegetali degli ambienti palustri costieri della Sicilia. *Not. Fitosoc.* 11 (1976): 1- 43.
- Brullo S., Furnari F. (1978). La vegetazione palustre in Sicilia. *Atti II Conv. Sicil. Ecol.* (Noto 23-25 ottobre 1977): 29-39.
- Bull J.J. (1980). Sex determination in reptiles. *Quart. Rev. Biol.* 55:3-21.

- Burbidge A.A. (1967). The biology of south-western Australian tortoises. PhD Thesis University of Western Australia, Perth.
- Burger J., Gochfeld M. (1993). Lead and behavioral development in young herring gull: effects of timing of exposure on individual recognition. *Fundam Appl Toxicol* 21:187-195.
- Burger J., Carruth-Hinchey C., Ondroff J., McMahon M., Gibbons J.W., Gochfeld M. (1998). Effects of lead on behavior, growth, and survival of hatchling slider turtles. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 55(7): 495-502.
- Bury R.B. (1979). Population ecology of freshwater turtles. In: Harless M, Morlock H (eds) *Turtles perspectives and research*. John Wiley, New York pp. 571-602.
- Cadi A., Joly P. (2003) Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* 81: 1392-398.
- Cadi A., M. Nemoz S. Thienpont, Joly P. (2004). Home range, movements, and habitat use of the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) in the Rhône-Alpes region, France. *Biologia* 59 (14): 89-94.
- Cadi A., Joly P. (2004) Impact of the introduction of the read-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation* 13: 1511-1518.
- Cagle F.R. (1946). The Growth of the Slider Turtle: *Pseudemys scripta elegans*. University of Michigan, 45 pp.
- Callard I.P., Lance V., Salhanick A.R., Barad D. (1978). The annual ovarian cycle of *Chrysemys picta*: correlated changes in plasma steroids and parameters of vitellogenesis. *Gen Comp Endocrinol* 35: 245-257.
- Canessa S., Genta P., Jesu R., Lamagni L., Oneto F., Salvidio S., Ottonello D. (2016). Challenges of monitoring reintroduction outcomes: Insights from the conservation breeding program of an endangered turtle in Italy. *Biological Conservation* 204: 128-133.
- Caputo F.C., Vogt R.C. (2008). Stomach flushing vs faecal analysis: the example of *Phrynops rufipes* (Testudines: Chelidae). *Copeia* 2: 301-305.
- Castanet (1988). Les méthodes d'estimation de l'âge chez les chéloniens. *Mésogée* 48: 21-28.
- Censi P., Randazzo L.A., D'Angelo S., Saiano F., Zuddas P., Mazzola S., Cuttitta A. (2013). Relationship between lanthanide contents in aquatic turtles and environmental exposures. *Chemosphere* 91: 1130-1135.

- Chiari Y. (2013): Conservation actions for European pond turtles - a summary of current efforts in distinct European countries. *Herpetology Notes* 6: 105.
- Christiansen J.L., Moll E.O. (1973): Latitudinal reproductive variation within a single subspecies of painted turtle, *Chrysemys picta bellii*. *Herpetologica* 29: 152-163.
- Çiçek K., Ayaz D. (2011). Food composition of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Lake Sülüklü (Western Anatolia, Turkey). *J Freshwater Eco* 26:571-578.
- Çiçek K., Kumaş M., Ayaz D., Varol Tok C. (2016). A skeletochronological study of age, growth and longevity in two freshwater turtles, *Emys orbicularis* and *Mauremys rivulata*, from Mediterranean Turkey (Reptilia: Testudines). *Zoology in the Middle East* 62: 29-38.
- Clark T.W., Seebeck J.H. (1990). *Management and Conservation of Small Populations*. Brookfield, Illinois: Chicago Zoological Society.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18: 117-143.
- Congdon J.D., Dunham A.E., van Loben Sels R.C. (1993). Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology* 7: 826-833.
- Congdon J.D., Gibbons J.W. (1985). Egg components and reproductive characteristics of turtles: relationships to body size. *Herpetologica* 41: 194-205.
- Congdon, J.D., Greene J.L., Gibbons J.W. (1986). Biomass of freshwater turtles: a geographic comparison. *American Midland Naturalist* 115: 165-173.
- Congdon J.D., Tinkle D.W. (1982). Reproductive energetics of the painted turtle (*Chrysemys picta*). *Herpetologica* 38: 228-237.
- Consoli N. (1928). Gl'interventi di piccola bonifica nella lotta contro la malaria in Sicilia. In Sanzo F. and C. (eds) *Rivista Sanitaria Siciliana* 18. Industria Tipografica Editrice, Palermo.
- Cordero Rivera A., Ayres Fernandez C. (2004). A management plan for the European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations of the Louro river basin (Northwest Spain). *Biologia*, 59/Suppl. 14: 161-172.
- Costello M.J. (1990). Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J Fish Biol* 36: 261-263.
- Cox W.A., Hazelrig J.B., Turner M.E., Angus R.A., Marion K.R. (1991). A model for growth in the musk turtle, *Sternotherus minor*, in a North Florida spring. *Copeia* 1991: 954-968.

- Cronberg G., Carpenter E.J., Carmichal W.W. (2003). Taxonomy of harmful cyanobacteria. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (Ed.). Manual on harmful marine microalgae. UNESCO publishing.
- Cullen W.R., Reimer K.J. (1989). Arsenic speciation in the environment. Chem. Rev., 89 (4): 713-764.
- Cusimano G., Hauser S., Vassallo M. (2006). Hydrogeochemistry of a wetland of south-western Sicily (Italy). E-Water (online).
- D'Angelo S. (2004). Studio della morfologia, biologia ed ecologia della popolazione di Testuggine palustre europea, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1958), nella Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorghi Tondi" (Mazara del Vallo, Trapani). Tesi di Laurea, Università degli Studi di Palermo, 113 pp.
- D'Angelo S. (2013). Studio della biologia, morfologia ed ecologia di tre popolazioni di testuggine palustre siciliana *Emys trinacris* (Fritz *et al.*, 2005). Valutazione della presenza di lantanidi e caratterizzazione genetica. PhD Thesis, Università Cà Foscari di Venezia, 86 pp.
- D'Angelo S., Lo Valvo M. (2003). On the presence of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Sicily. Naturalista siciliano 27(3-4): 325-327.
- D'Angelo S., Galia F., Lo Valvo M. (2008). Biometric characterization of two Sicilian pond turtle (*Emys trinacris*) populations of south-western Sicily. Rev. Esp. Herp. 22:15-22.
- Del Mastro G.B. (1992). Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane. Pianura Suppl. di Provincia Nuova 4: 5-10.
- Demuth J.P., Buhlmann K.A. (1997). Diet of the terrapin *Deirochelys reticularia* on the Savannah River Site, South Carolina. J Herpetol 31: 440-453.
- Di Cerbo A.R. (2010). *Emys trinacris*. In: Corti C., Capula M., Luiselli L., Razzetti E., Sindaco R. (eds). Fauna d'Italia, Reptilia Calderini, Bologna, pp. 163-168.
- Di Leo C., Faraone F. P., Lo Valvo M. (2014). A new record of the Red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (*Crustacea Cambaridae*), in Sicily, Italy. Biodiversity Journal 5(3): 425-428.
- Devaux B., Bley S. (1996). *Emys orbicularis galloitalica* in Provence: an example of a small threatened population. In: U. Fritz et al. (Eds), Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. Mertensiella 10: 83-88.
- Dobson F.S., Michener G.R. (1995). Maternal traits and reproduction in Richardson's ground squirrels. Ecology 76: 851-862.

- Ducci D., Tranfaglia G. (2008). Effects of climate change on groundwater resources in Campania (southern Italy). In: Dragoni W., Sukhija B.S. (Eds.), *Climate Change and Groundwater*. Geological Society Special Publication, London, pp. 25-38.
- Dunham A.E., Gibbons J.W. (1990). Growth of the slider turtle. In: Gibbons, J.W. (Ed.). *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Washington: Smithsonian Inst. Press pp. 135-145.
- Ernst C.H., Barbour R.W. (1989). *Turtles of the World*. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Erol Y. (2010). Skeletokronolojik yöntem ile *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758)'in yaş tayininin belirlenmesi [Determining age structure of *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758) via skeletochronology method]. Afyon Kocatepe University, Institut of Natural and Applied Science: M.Sc. Thesis.
- Evans D.M., Barnard P., Koh L.P., Chapman C.A., Altwegg R., Garner T.W.J., Gompper M.E., Gordon I.J., Katzner T.E., Pettorelli N. (2012). Funding nature conservation: Who pays?. *Animal Conservation* 15(3): 215-216.
- Ewert M.A., Jackson D.R., Nelson C.E. (1994). Patterns of temperature-dependent sex determination in turtles. *J. Exp. Zool.* 270: 3-15.
- Ewert M.A., Lang J.W., Nelson C.E. (2005). Geographic variation in the pattern of temperature-dependent sex determination in the American snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *J. Zool* 265: 81-95.
- Ferrenberg A.M., Swendsen R.H. (1989). Optimized Monte Carlo data analysis. *Phys. Rev. Lett.* 63, 1195.
- Ficetola G.F., De Bernardi F. (2006). Is the European "pond" turtle *Emys orbicularis* strictly aquatic and carnivorous? *Amphibia-Reptilia* 27: 445-447.
- Ficheux S. (2014). Dynamique et g'en'etique des populations de cistude d'Europe *Emys orbicularis*. PhD thesis, Université de Bourgogne.
- Finlayson C.M., G.E. Hollis, Davis T.J. (1992). *Managing Mediterranean Wetlands and Their Birds*. IWRB Special Publication 20, Slimbridge, UK, 285 pp.
- Fordham D., Georges A., Brook B.W. (2009). Experimental evidence for density dependent responses to mortality of snakenecked turtles. *Oecologia* 159:271-281.
- Forman R.T.T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10(3): 133-142.
- Forsman A, Shine R. (1995). Sexual size dimorphism in relation to frequency of reproduction in turtles (Testudines Emydidae). *Copeia*: 727-729.

- Frazer N.B., Greene J.L., Gibbons J.W. (1993). Temporal variation in growth rate and age at maturity of male painted turtles, *Chrysemys picta*. Am. Midl. Nat. 130: 314-324.
- Fritz U. (1992). Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 2. Variabilität in Osteuropa und Redefinition von *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758) und *E. o. hellenica* (Valenciennes, 1832).- Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkd. Dresden 47: 131-155.
- Fritz U. (1995). Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 5. Taxonomie in Mittel-Westeuropa, auf Korsika, Sardinien, der Apenninen-Halbinsel und Sizilien und Unterartengruppen von *E. orbicularis* (Reptilia, testudines: Emydidae). Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden 48: 185-242.
- Fritz U., Fattizzo T., Guicking D., Tripepi S., Pennisi M.G., Lenk P., Joger U, Wink M. (2005): A new cryptic species of pond turtle from southern Italy, the hottest spot in the range of the genus *Emys*. Zoologica Scripta 34: 351-371.
- Fritz U., D'Angelo S., Pennisi M.G., Lo Valvo M. (2006). Variation of Sicilian pond turtles - What makes a species cryptic? Amphibia-Reptilia 27: 513-529.
- Fritz U., Guicking D., Kami D., Arakelyan M., Auer M., Ayaz D., Ayres Fernández C., Bakiev A.G., Celani A., Džukić G., Fahd S., Havaš P., Joger U., Khabibullin V.F., Mazanaeva L.F., Široký P., Tripepi S., Valdeón Vélez A., Velo-Antón G., Wink M. (2007): Mitochondrial phylogeography of European pond turtles (*Emys orbicularis*, *Emys trinacris*) - an update. Amphibia-Reptilia 28: 418-426.
- Galbraith D.A., Bishop C.A., Brooks R.J., Simser W.L., Lampman K.P. (1988). Factors affecting the density of populations of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*). Canadian Journal of Zoology 66(5): 1233-1240.
- Geiger W.P., Alcorlo P., Baltanas A., Montes C. (2005). Impact of an introduced crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. Biol Invasions 7: 49-73.
- Genovesi P. (2007). Towards a European strategy to halt biological invasions in inland waters. In: Gherardi F. (ed.) Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats, Invading nature. Springer series in Invasion ecology 2, pp 627-638.
- Georges A., Limpus C., Stoutjesdijk R. (1994). Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at a temperature, not daily duration of exposure. Zoology 270: 432-444.
- Gherardi F. (2006). Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Mar. Fresh. Behav. Physiol 39: 175- 191.
- Gherardi F. (2011). Crayfish, pp. 129-135. In, D. Simberloff and M. Rejmánek (eds.), Encyclopedia of Biological Invasions. University of California Press, Berkeley, CA.

- Gherardi F., Mavuti K.M., Pacini N., Tricarico E., Harper D.M. (2011). The smell of danger: chemical recognition of fish predators by the invasive crayfish *Procambarus clarkii*. *Freshwater Biol* 56: 1567-1578.
- Gibbons W. (1990). The Life history and ecology of the slider turtle. J.W.Gibbons ed. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C., USA.
- Gibbons J.W., Green J.L.(1979). X-ray photography: a technique to determine reproductive patterns of freshwater turtles. *Herpetologica* 35: 86-89.
- Girondot M., Pieau C. (1993). Effect of sexual differences of age at maturity and survival on population *sex-ratio*. *Evolutionary Ecology* 7: 664-650.
- Gonzalez De La Vega J.P. (1988). Anfibios y reptiles de la provincial de Huelva. Huelva (Ertisa), 238 pp.
- Hollis G.E., Finlayson C.M. (1996). Ecological change in Mediterranean wetlands. In P Tomas Vives (ed), *Monitoring Mediterranean Wetlands: A Methodological Guide*, MedWet Publication, Wetlands International, Slimbridge, United Kingdom and IUCN, Lisbon, pp. 5-24.
- Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001). PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electron* 4: 1-9.
- Hart D.R. (1983). Dietary and habitat shifts of red-eared turtles (*Pseudemys scripta*) in a southern Louisiana population. *Herpetologica* 39: 285-290.
- Heppell S.S., Crouse D.T., Crowder L.B. (1996). A model evaluation of headstarting as a management tool for long-lived turtles. *Ecological Applications* 6: 556-565.
- Hinton T.G., Fledderman P.D., Lovich J.E., Congdon J.D., Gibbons J.W. (1997). Radiographic determination of fecundity: is the technique safe for developing turtle embryos? *Chelon Conserv Bioi* 2: 409-414.
- Hopkins W., Rowe C., Congdon J. (1999). Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snakes (*Nerodia fasciata*) exposed to coal combustion wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 1258-1263.
- Hulin V., Delmas V., Girondot M., Godfrey M.H., Guillon J.-M. (2009). Temperature-dependent sex determination and global change: are some species at greater risk? *Oecologia* 160: 493.
- Huner J.V. (2002). *Procambarus*. In: Holdich D.M. (ed.) *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Scientific Press, Oxford, pp. 541-574.
- Huner J.V., Barr L.E. (1991). *Red Swamp Crawfish: Biology, Culture, and Exploitation*. Louisiana State University Sea Grant College System, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana 128 pp.

- Hurlbert S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- IPCC (2007). Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Core Writing Team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. (Eds.) IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 104.
- IUCN (2011). IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org.
- Iverson J. (1991). Patterns of survivorship in turtles (order Testudines). *Canadian Journal of Zoology* 69(2): 385-391.
- Iverson J.B., Balgooyen C.P., Byrd K.K., Lyddan K.K. (1993). Latitudinal variation in egg and clutch size in turtles. *Can J Zool* 71: 2448-2461.
- Ivlev V.S. (1961). *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Janzen F.J. (1994). Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 91 (16): 487-7490.
- Jeckel W. H., Roth R. R., Ricci L. (1996). Patterns of trace-metal distribution in tissues of *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Decapoda: Solenoceridae). *Marine Biology* 125: 297-306.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press LLC, 403 pp.
- Keller C. (1999). Reproductive ecology of *Emys orbicularis* in southwestern Spain and comparison with other population. 2Nd International Symposium on *Emys orbicularis*, Le Blanc (F), program and abstracts: 15.
- Keller C., Andreu A.C., Ramo C. (1998): Aspects of the population structure of *Emys orbicularis hispanica* from southern Spain. In: U. Fritz et al. (Eds), *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96*. *Mertensiella* 10: 147-158.
- Kendall W.L., Nichols J.D. (1995). On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22: 751-762.
- Kendall W.L., Hines J.E. (1997). Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* 78: 563-578.
- Kennett R., Tory O. (1996). Diet of two freshwater turtles, *Chelodina rugosa* and *Elseya dentata* (Testudines: Chelidae) from the wet-dry tropics of northern Australia. *Copeia* 1996: 409-419.

- Kornilev Y.V., Dodd C.K., Johnston G.R. (2010). Home range, movement, and spatial distribution of the Suwannee Cooter (*Pseudemys concinna suwanniensis*) in a backwater river. *Chelonian Conservation and Biology* 9: 196-204.
- Kotenko T.I. (2000). The European pond terrapin (*Emys orbicularis*) in the steppe zone of Ukraine. *Stapfia* 69: 87-106.
- Kuchling G. (1999). The Reproductive Biology of the Chelonia. *Zoophysiology* 38, 228 pp.
- Lacy R.C. (1993). What is Population (and Habitat) Viability Analysis? *Primate Conservation* 14/15: 27-33.
- Lacy R.C., P.S. Miller, K. Traylor-Holzer (2015). Vortex 10 User's Manual. 15 April 2015 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Lebboroni M., Chelazzi G. (1991). Activity patterns of *Emys orbicularis* L. (*Chelonia Emydidae*) in Central Italy. *Ethology Ecology and Evolution* 3: 257-268.
- Lillesand T.M., Kiefer R.W., Chipman J. (2008). Remote sensing and image interpretation, Sixth Edition, Wiley, Chichester.
- Lindeman P.V. (1996). Comparative life history of painted terrapins (*Chrysemys picta*) in two habitats in the inland Pacific Northwest. *Copeia* 1996: 114-130.
- Lindenmayer D.B., Clark T.W., Lacy R.C, Thomas V.C. (1993). Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: A review with reference to Australia. *Environmental Management* 17: 745-758.
- Lindqvist O.V., Huner J.V. (1999). Life history characteristics of crayfish: What makes some of them good colonizers? *Crayfish in Europe as Alien Species*, Francesca Gherardi, David M. Holdich (ed), pp. 23-30.
- Litzgus J.D., Brooks R.J. (1998). Growth in a cold environment: body size and sexual maturity in a northern population of spotted turtles, *Clemmys guttata*. *Can. J. Zool.* 76: 773-782.
- Loehr V.J.T. (2004). Growth of the Namaqualand speckled padloper, *Homopus signatus signatus* (Reptilia: Testudinidae). *African Zoology* 39: 309-313.
- Lopez-Archilla A.I., Molla S., Coletto M.C., Guerrero M.C., Montes C. (2004). Ecosystem metabolism in a Mediterranean shallow lake (Laguna Sta Olalla, Donana National Park, SW Spain). *Wetlands* 24: 848-858.
- Lovich J.E., Ernst C.H., McBreen J.F. (1990). Growth, maturity, and sexual dimorphism in the wood turtle, *Clemmys insculpta*. *Can. J. Zool* 68: 672-677
- Lo Valvo M., D'Angelo S. (2006). Stima della popolazione di Testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) presente nella Riserva Naturale "Lago Preola e Gorgi Tondi"

(Sicilia sud-occidentale). In: Zuffi M.A.L. (ed.), Atti V Congresso della *Societas Herpetologica Italica*, pp. 139-144.

Lo Valvo M., Agate, R., Fontana D., D'Angelo S. (2008a). Caratterizzazione biometrica e stima numerica di una popolazione di testuggine palustre siciliana. In: *Herpetologia Sardiniae*, Edizioni Belvedere, Latina, pp. 324-327.

Lo Valvo M., D'Angelo S., Regina G. (2008b). Applicazioni di radiotracking in Testuggine palustre siciliana. In: *Herpetologia Sardiniae*, Edizioni Belvedere, Latina, pp. 328-330.

Lo Valvo M., Cumbo V., Chiara R., Bartolotta E., Giacalone G. (2014). Spazi vitali e comportamenti della Testuggine palustre siciliana (*Emys trinacris*) nella R.N.O. "Monte Capodarso e Valle dell'Imera meridionale" (Caltanissetta). Atti X Congresso Nazionale *Societas Herpetologica Italica*, Genova.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), updated and reprinted version: November 2004.

Luiselli L., Akani G.C. (2002). An indirect assessment of the effects of oil pollution on the diversity and functioning of turtle communities in the Niger Delta, Nigeria. *Animal Biodiversity and Conservation* 26: 57-65.

Luiselli L., Akani G.C., Politano E., Odegbune E., Bello O. (2004). Dietary shifts of sympatric freshwater turtles in pristine and oil-polluted habitats of the Niger Delta, southern Nigeria. *Herpetol J* 14: 57-64.

Luo C., Yang R., Wang Y., Li J., Zhang G., Li X. (2012). Influence of agricultural practice on trace metals in soils and vegetation in the water conservation area along the East River (Dongjiang River), South China. *Science of the Total Environment* 431: 26-32.

MacArthur R.H., Pianka E.R. (1966). On the optimal use of a patchy environment. *Am Nat* 100: 603-609.

Maccarrone V., Filiciotto F., Buffa G., Di Stefano V., Quinci E.M., De Vincenzi G., Mazzola S., Buscaino G. (2016). An Invasive Species in a Protected Area of southern Italy: the Structure, Dynamics and spatial Distribution of the Crayfish *Procambarus clarkii*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science* 16: 401-412.

Macculloch R.D., Secoy D.M. (1983). Demography, growth, and food of western painted turtles, *Chrysemys picta bellii* (Gray), from southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 61(7): 1499-1509.

Magny M., Vanni re B., Calo C., Millet L., Leroux A., Peyron O., Zanchetta G., La Mantia T., Tinner W. (2011). Holocene hydrological changes in south-western

Mediterranean as recorded by lake-level fluctuations at Lago Preola, a coastal lake in southern Sicily, Italy. *Quaternary Science Reviews* 30(19-20): 2459-2475.

- Manfredi T., Bellavita M., Ottonello D., Zuffi M. A. L., Carlino P., Chelazzi G., D'angelo S., Di Tizio L., Fritz U., Lo Valvo M., Marini G., Orrù F., Scali S., Sperone E., Ciofi C (2013). Analisi preliminari sulla divergenza genetica e filogeografia delle popolazioni italiane della testuggine palustre europea *Emys orbicularis*. Atti II Congresso "Tartarughe e Testuggini" della *Societas Herpetologica Italica* Abruzzo-Molise, Ianeri Edizioni, Pescara, pp. 31-39.
- Margules C.R., Pressey R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marrone F., Sacco F., Arizza V., Arculeo M. (2016). Amendment of the type locality of the endemic Sicilian pond turtle *Emys trinacris* Fritz et al. 2005, with some notes on the highest altitude reached by the species (Testudines, Emydidae). *Acta herpetologica* (11): 59-61.
- Mazzotti S. (1995): Population structure of *Emys orbicularis* in the Bardello (Po Delta, Northern Italy). *Amphibia-Reptilia* 16: 77-85.
- Mazzotti S., F. Montanari, N. Greggio, M. Barocci (2007). La popolazione della testuggine palustre (*Emys orbicularis*) del Bosco della Mesola. *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. nat. Ferrara* 17: 117-123.
- McCarthy M.A., Burgman M.A., Ferson S. (1995). Sensibility analysis for models of population viability. *Biological Conservation* 73: 93-100.
- McNeely R. N., Neimais V. P., Dwyer L. (1979). *Water quality sourcebook: a guide to water quality parameters*. Ottawa:Environmental Canada Publications.
- Meeske A.C., Mühlenberg M. (2004). Space use strategies by a northern population of the European pond turtle, *Emys orbicularis*. *Biologia*, 59/Suppl. 14: 95-101.
- Miller P.S., Lacy R.C. (2005). *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Mills L.S.; Lindberg M.S. (2002). Sensitivity Analysis to Evaluate the Consequences of Conservation Actions. In: Beissinger S.R.; Mccullough D.R. (eds). *Population Viability Analysis*. University of Chicago Press, 16: 338-366.
- Mingo V., Lötters S., Wagner N. (2016). Risk of pesticide exposure for reptile species in the European Union. *Environmental Pollution* 215: 164-169.
- Mitchell J.D. (1987). Heavy metals and trace elements in amyotrophic lateral sclerosis. *Neurol Clin.* 5(1): 43-60.

- Mitrus S. (2005). Headstarting in European pond turtles (*Emys orbicularis*): Does it work? *Amphibia-Reptilia* (26): 333 -334.
- Mitrus S. (2006). Fidelity to nesting area of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). *Bel. J. Zool.*, 136(1): 25-30.
- Mitrus S., Zemanek M. (1996). Reproduction of *Emys orbicularis* (L.) in Central Poland. In: U.Fritz et al. (Eds), *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96*. *Mertensiella* 10: 187-192.
- Mitrus S., Zemanek M. (2004). Body size and survivorship of the European pond turtle *Emys orbicularis* in Central Poland. *Biologia*, 59/Suppl. 14: 103-107.
- Miracle M.R., Moss B., Vicente E., Romo S., Rueda J., Bécares E., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., Hietala J., Kairesalo T., Vakkilainen K., Stephen D., Hansson L.A., Gyllström M. (2006). Response of macroinvertebrates to experimental nutrient and fish additions in European localities at different latitudes. *Limnetica* 25: 585-612.
- Miyake M., Miyashita T. (2011). Identification of alien predators that should not be removed for controlling invasive crayfish threatening endangered odonates. *Aquatic. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 21: 292-298.
- Moll E.O. (1979). Reproductive cycles and adaptations. In: Harless M, Morlock H (eds) *Turtles perspectives and research*. John Wiley, New York, pp. 305-331.
- Mooney H., Cleland E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *Proc Natl Acad Sci USA* 98: 5446-5451.
- Morjan C.L., Janzen F.J. (2003). Nest Temperature Is Not Related to Egg Size in a Turtle with Temperature-Dependent Sex Determination. *Copeia* (2): 366-372.
- Morosovsky N., Pieau C. (1991). Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermosensitive stages for sex determination in reptiles. *Amphibia-Reptilia* 12 : 169-179.
- Morreale S.J., Gibbons J.W., Congdon J.D. (1984). Significance of activity and movements in the yellow-bellied slider turtle (*Pseudemys scripta*). *Can. J. Zool.* 62: 1038-1042.
- Mosimann D., Cadi A. (2004). On the occurrence and viability of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Moulin-de-Vert (Geneva, Switzerland): 50 years after the first introduction. *Biologia*, 59/Suppl. 14: 109-112.
- Nasri H., El Herry S., Bouaicha N. (2007). First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake Oubeira, Algeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71: 535-544.
- Naselli-Flores L., Barone R., Marrone F., D'Angelo S. (2007). 100 milioni di *Microcystis* spp. + 5 *Procambarus clarkii* = 0 *Emys trinacris*, ovvero tossine, invasori ed

estinzione nei Gorghi Tondi, laghi salmastri della Sicilia sud-occidentale, Proceedings joined Meet. AIOL-SItE, Ancona, Italy, pp 76-77.

- Natchev N., Kummer S., Singer K., Lemell P., Jennemann G., Tzankov N., Heiss E. (2015). Feeding on land with a small tongue - ecomorphology of the feeding system in the European pond turtle *Emys orbicularis* L., 1758. Abstracts book of the 5th International Symposium on *Emys orbicularis* and the other European freshwater turtles, Kiten, Bulgaria on 19th-21st August 2015
- Naujokaitis-Lewis I., Curtis J.M., Rosenfeld J., Arcese P. (2009). Sensitivity analyses of spatial population viability analysis models for species at risk and habitat conservation planning. *Conservation Biology* 23: 225-229.
- Nemoz M., Cadi A., Thienpont S. (2004). Effects of recreational fishing on survival in an *Emys orbicularis* population. *Biologia*, 59/Suppl. 14: 185-190.
- Odetti F. (1997). Biologia riproduttiva nell'Emidide europea *Emys orbicularis* (L., 1758). Tesi di laurea, Università di Pisa.
- O.E.C.D., 1982. Eutrophication of lakes: monitoring, assessment and control. OECD. Paris, 150 pp.
- Ogle D.H. (2012) FSA: Fisheries Stock Analysis. R package version 0.2-8.
- Olivier A. (2002). Ecologie, traits de vie et conservation d'une population de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* en Camargue. Diplôme EPHE, Montpellier: 164 pp. + 5 annexes.
- Oltra R., Miracle M. (2000). Spatio-temporal diversity of the crustacean populations, polichaete larvae and protozoans in the Estany de Cullera meromictic lagoon (Valencia). *Limnetica* 19: 53-65.
- Otis D.L., K.P. Burnham, G.C. White, D.R. Anderson (1978). Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. *Wildlife Monographs* 62: 3-135.
- Ottonello D., La Mantia A. (2004). Studio floristico, vegetazionale e cartografico dell'area della Riserva Naturale Integrale Lago Preola e Gorghi Tondi (Mazara del Vallo, Trapani). Convenzione fra Riserva Naturale Integrale Lago Preola e Gorghi Tondi e Dipartimento di Scienze Botaniche Università degli Studi di Palermo.
- Ottonello D., Salvidio S., Rosecchi E. (2005). Feeding habits of the European pond terrapin *Emys orbicularis* in Camargue (Rhône delta, Southern France). *Amphibia-Reptilia* 26: 562-565.
- Pasta S. (2012). R.N.I. "Lago Preola e Gorghi Tondi" - Studio sull'ecologia degli stagni temporanei (habitat prioritario direttiva 92/43/CEE) e sulla dinamica delle biocenosi ivi presenti: 84 pp.

- Paul R. (2004). Untersuchungen zur Raumnutzung und Durchführung einer Gefährdungsgradanalyse an einer Population der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758) in NO-Deutschland. Berlin, zugl. Diss. Univ Hamburg, 163 S.
- Paul A., Babb M.E. (2005). A test of the annual growth line hypothesis in *Trachemys scripta elegans*. *Herpetologica* 61: 409-414
- Pieau C., Dorizzi M. (1981). Determination of temperature sensitive stages for sexual differentiation of the gonads in embryos of the turtle, *Emys orbicularis*. *J. Morphol.*, 170: 373-382.
- Pieau C. (1996). Temperature variation and sex determination in reptiles. *BioEssays* 18: 19-26.
- Pike D.A., L. Pizzatto, B.A. Pike, Shine R. (2008). Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* 89: 607-611.
- Pitt A.L., Nickerson M.A. (2013). Potential recovery of a declined turtle population diminished by a community shift towards more generalist species. *Amphibia-Reptilia* 34: 193-200.
- Pollock K.H. (1982). A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 757-760.
- Poschadel J.R., Meyer-Lucht Y., Plath M. (2006). Response to chemical cues from conspecifics reflects male mating preference for large females and avoidance of large competitors in the European pond turtle, *Emys orbicularis*. *Behaviour* 143: 569-587.
- Poulin B., Lefebvre G., Crivelli A.J. (2007). The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian bittern density in the Camargue, France. *J Zool* 273: 98-105.
- Pulliam H.R. (1988). Sources, Sinks and Population Regulation. *American Naturalist*: 132 (5): 652-661.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raynaud A., Pieau C. (1985). Embryonic development of the genital system. *Biology of the Reptilia*. C. Gans (ed.), John Wiley and sons. New York, USA, Vol. (B): 149-300
- Refsnider J.M., Milne-Zelman C., Warner D.A., Janzen F.J. (2013). Population sex ratios under differing local climates in a reptile with environmental sex determination. *Evol. Ecol.* 28: 977-989.
- Rivest L.-P., Daigle G. (2004). Loglinear Models for the Robust Design in Mark-Recapture Experiments. *Biometrics* 60: 100-107.

- Rocha-Olivares A., Fleeger JW., Foltz D.W. (2001). Decoupling of molecular and morphological evolution in deep lineages of a meiobenthic harpacticoid copepod. *Mol. Biol. Evol.* 18: 1088-1102.
- Rodríguez C.F., Becares E., Fernandez-Alaez M. (2003). Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia* 506-509: 421-426.
- Rodríguez-Martin J. A., Arias M. L., Grau J. M., Corbi J. M. (2006). Heavy metals contents in agricultural top soils in the Ebro Basin (Spain): application of the multivariate geochemical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution* 144: 1001-1012.
- Rodríguez-Pérez H., Hilaire S., Mesléard F. (2015). Temporary pond ecosystem functioning shifts mediated by the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): a mesocosm study. *Hydrobiologia*: 1-13.
- Román J. (2014) Artificial water points for wildlife management facilitate the spread of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Manag Biol Invasion* 5: 341-348.
- Rovero F., Chelazzi G. (1996). Nesting migration in a population of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) (*Chelonia*, *Emydidae*) from central Italy. *Ethology Ecology and Evolution* 8: 297-304.
- Rovina L. (1999). L'habitat di nidificazione e la predazione sui nidi nell'Emidide europeo *Emys orbicularis* (Linneo, 1758): un approccio integrato alla biologia della conservazione. Tesi di laurea, Università di Pisa.
- Sacco F. (2015). Filogeografia delle tartarughe palustri paleartico-occidentali: *Mauremys leprosa* ed *Emys* spp. (Testudines: *Bataguridae*, *Emydidae*), Dottorato di Ricerca in Biologia Ambientale e Biodiversità Indirizzo Biologia Animale - Ciclo XXV, Università degli Studi di Palermo.
- Savini D., Occhipinti Ambrogi A., Nicolao J., Perrone M., Garzoli L., Rodolfi M., Picco A.M. (2008). Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nella lanca della Riserva Naturale Integrale "Bosco Siro Negri". *Arch. Geobot.* 11 (1-2): 49-58.
- Schwarzkopf L., Brooks R.J. (1987). Nest site selection and offspring sex ratio in painted turtles *Chrysemys picta*. *Copeia* 1987: 53-61.
- Seglie D. (2015). Abbondanza di popolazione e conservazione della testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*) nella Palude di San Genuario. In: Doria G., Poggi R., Salvio S., Tavano M. (eds), Atti X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica, (Genova, 15-18 ottobre 2014), Ianieri Edizioni, Pescara, pp. 429-436.
- Servan J. (1996). Ecological study of *Emys orbicularis* in Brenne (Central France). In: U. Fritz et al. (Eds), Proceedings of the *EMYS* Symposium Dresden 96. *Mertensiella* 10: 245-252.

- Servan J., Baron J., Bels R., Bour V., Lancon M., Renon G. (1986). Le marquage des tortues d'eau douce: application a la cistude d'Europe *Emys orbicularis* (Reptilia, Chelonii). Bull. Soc. Herp. Fr. 37: 9-17.
- Servan J., Zaborski P., Dorizzi M., Pieau C. (1989). Female biased sex-ratio in adult of *Emys orbicularis* at the northern limit of its distribution in France: a probable consequence of interaction of temperature with genotypic sex determination. Can.J. Zool. 67: 1279-1284
- Servan J., Roy J.J. (2004). Notes on the reproduction of *Emys orbicularis* in Brenne (Central France). Biologia, 59/Suppl. 14: 139-142.
- Shaffer M.L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. Bioscience 1: 131-134.
- Shannon C.E., Weaver W. (1948). A mathematical theory of communication. Bell Syst Tech J 27: 379-423 e 623-656.
- Shcherbak N.N. (1966). Zemnovodnye i presmykayushchiesya Kryma. Herpetologia Taurica [Amphibians and Reptiles of the Crimea. Herpetologia Taurica]. Naukova dumka, Kiev, 240 pp.
- Shea K., Chesson P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 17(4): 170-176.
- Shine R., Iverson J.B. (1995). Patterns of Survival, Growth and Maturation in Turtles. Oikos 72 (3): 343-348.
- Shine R., Lemaster M.P., Moore I.T., Olsson M.M., Mason R.T. (2001). Bumpus in the snake den: effects of sex, size, and body condition on mortality of red-sided garter snakes. Evolution 55: 598-604.
- Sindaco R., Jeremcenko V. (2008). The reptiles of the western palearctic. Belvedere edizioni (Latina).
- Snieshkus E. (1996). Some observations on secondary sexual characteristics, sex ratio, and reproductive aspects of European pond turtles, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), in the former USSR. In: U. Fritz et al. (Eds), Proceedings of the *EMYS* Symposium Dresden 96. Mertensiella 10: 253-258.
- Solomon C.T., Carpenter S.R., Clayton M.K., Cole J.J., Coloso J.J., Pace M.L. (2011). Terrestrial, benthic, and pelagic resource use in lakes: results from a three-isotope Bayesian mixing model. Ecology 92: 1115-1125.
- Soulé M.E. (1987). Viable Populations for Conservation. Cambridge: Cambridge University Press.

- Souza F.L., Abe A.S. (2000). Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffranus*, inhabiting an urban river in south-eastern Brazil. *J of Zool* 252: 437-446.
- Spadola F., Insacco G. (2009). Endoscopy of cloaca in 51 *Emys trinacris* (Fritz et al., 2005): morphological and diagnostic study. *Acta Herpetologica* 4(1): 73-81.
- Spadola F., Lentini S, Insacco G. (2008). Studio preliminare sull'anatomia endoscopica della cloaca in *Emys trinacris* (Fritz et al., 2005) e possibili applicazioni cliniche. In: *Herpetologia Sardiniae*, p. 463-466. Corti, C., Ed, Societas Herpetologica Italica, Edizioni Belvedere, Latina.
- Sparling D.W., Linder G., Bishop C.A., Krest S.K. (2010). Recent advances in amphibian and reptile toxicology. In: Sparling DW, Linder G, Bishop CA, Krest SK (eds) *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, pp. 1-11.
- Speakman J.R. (2001). *Body Composition Analysis of Animals: A Handbook of Non-Destructive Methods*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Speybroeck J., Beukema W., Crochet P.A. (2010). A tentative species list of the Europe an herpetofauna (Amphibia and Reptilia) — an update. *Zootaxa* 2492: 1-27.
- Stanley T.R., Burnham K.P. (1999). A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6(2): 197-209.
- Stephens P.R., Wiens J.J. (2003). Ecological diversification and phylogeny of emydid turtles. *Biol J Linn Society* 79: 577-610.
- Stone P.A., Babb M.E. (2005). A test of the annual growth line hypothesis in *Trachemys scripta elegans*. *Herpetologica* 61(4): 409-414.
- Szoboszlai A.I., Thayer J.A., Wood S.A., Sydeman W.J., Koehn L.E. (2015). Forage species in predator diets: Synthesis of data from the California Current. *Ecol Inform* 29: 45-56.
- Tablando Z., Tella J.L., Sánchez-Zapata J.A., Hiraldo F. (2010). The paradox of the long-term positive effects of a north american crayfish on a european community of predators. *Conserv Biol* 24: 1230-1238.
- Tesche M.R., Hodges K.E. (2015). Unreliable population inferences from common trapping practices for freshwater turtles. *Global Ecology and Conservation* 3: 802-813.
- Thorpe R.S. (1987). Geographic variation: A synthesis of cause, data, pattern and congruence in analysis and phylogenesis. *Bollettino di Zoologia* 54: 3-11.
- Tinner W., van Leeuwen J.F.N., Colombaroli D., Vescovi E., van der Knaap W.O., Henne P.D., Pasta S., D'Angelo S., La Mantia T. (2009). Holocene environmental and

- climatic changes at Gorgo Basso, a coastal lake in southern Sicily, Italy. *Quaternary Science Reviews* 28: 1498-1510.
- Turrisi G.F. (2008), Testuggine palustre siciliana - *Emys trinacris*. Atlante della biodiversità della Sicilia: Vertebrati Terrestri ARPA Sicilia, Palermo: 277-280
- Turtle Taxonomy Working Group (2014). *Turtles of the World, 7th Edition: Annotated Checklist of Taxonomy, Synonymy, Distribution with Maps, and Conservation Status. A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs*, 5.
- Utzeri C., Serra B. (2001). La popolazione di testuggine palustre *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) della tenuta presidenziale di Castelporziano (Roma). II: spostamenti fra stagni, estivazione e note sull'ovideposizione. Progetto di Monitoraggio ambientale della tenuta presidenziale di Castelporziano, Rapporto 1999, pp. 235-248.
- Van Dyke J.U., Steen D.A., Jackson B.P., Hopkins W.A. (2014). Maternal transfer and embryonic assimilation of trace elements in freshwater turtles after remediation of a coal fly-ash spill. *Environmental Pollution* 194: 38-49.
- van Dijk P.P. (2009). *Emys trinacris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158469A5199795. Accessed 10 January 2016.
- Vamberger M., Stuckas H., Sacco F., D'Angelo S., Arculeo M., Cheylan M., Corti C., Lo Valvo M., Marrone F., Wink M., Fritz U. (2015). Differences in gene flow in a twofold secondary contact zone of pond turtles in southern Italy (Testudines: Emydidae: *Emys orbicularis galloitalica*, *E. o. hellenica*, *E. trinacris*). *Zoologica scripta*: 1-17.
- Verschuren D., Tibby J., Sabbe K., Roberts, N. (2000). Effects of depth salinity and substrate on the invertebrate community of a fluctuating tropical lake. *Ecology* 81: 164-182.
- Vilizzi L., Tarkan A.S., Copp G.H. (2015). Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Rev Fish Sci* 23: 253-290.
- Vogt R. (1981). Food partitioning in three sympatric species of Map Turtle, Genus *Graptemys* Testudinata, Emydidae). *Am Midl Nat* 105(1): 102-111.
- Vogt R.C., Bull J.J. (1982). Temperature controlled sex-determination in turtles : ecological and behavioural aspects. *Herpetologica* 38: 156-164.
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Wilbur H.M. (1975). The Evolutionary and Mathematical Demography of the Turtle *Chrysemys picta*. *Ecology* 56(1): 77.

- Yu S., Halbrook R.S., Sparling D.W., Colombo R. (2011). Metal accumulation and evaluation of effects in a freshwater turtle. *Ecotoxicology* 20: 1801-1812.
- Zhang H., He X., Bai W., Guo X., Zhang Z., Chai Z., Zhao Y. (2010). Ecotoxicological assessment of lanthanum with *Caenorhabditis elegans* in liquid medium. *Metallomics* 2: 806-810.
- Zuffi M.A.L. (2000). Conservation biology of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L) in Italy. *Stapfia* 69: 219-228.
- Zuffi M.A.L., Celani A., Foschi E., Tripepi S. (2007). Reproductive strategies and body shape in the European pond turtle (*Emys orbicularis*) from contrasting habitats in Italy. *Journal of Zoology* 271: 218-224.
- Zuffi M.A.L., Citi S., Foschi E., Marsiglia F., Martelli E. (2015). Into a box interiors: clutch size variation and resource allocation in the European pond turtle. *Acta Herpetologica* 10(1): 39-45.
- Zuffi M.A.L., Di Benedetto F., Foschi E. (2004): The reproductive strategies in neighbouring populations of the European pond turtle, *Emys orbicularis*, in central Italy. *Ital. J. Zool. Suppl.* 2: 101-104.
- Zuffi M.A.L., Di Cerbo A., Fritz U. (2011): *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). In: Fauna d'Italia, Reptilia, pp .155-165. Corti C., Capula M., Luiselli L., Razzetti E., Sindaco R. (eds), Edizioni Calderini, Bologna.
- Zuffi M.A.L., Gariboldi A. (1995). Sexual dimorphism in Italian populations of the European pond terrapin, *Emys orbicularis*. In: Llorente G.A., Montori A., Santos X., Carretero M.A. (eds) *Scientia Herpetologica*, Barcelona: *Asociacion Herpetologica Espanola* pp. 124-129.
- Zuffi M.A.L., Odetti F. (1998). Double egg-deposition in the European pond turtle, *Emys orbicularis*, from central Italy. *Ital. J. Zool.* 65: 187-189.
- Zuffi M.A.L., Odetti F., Meozzi P. (1999). Body-size and clutch-size in the European pond turtle, *Emys orbicularis*, from central Italy. *J. Zool.* 247: 139-143.
- Zweifel R.G. (1989). Long-term ecological studies on a population of painted turtles, *Chrysemys picta* on Long Island, New York. *A. Mus. Novitates* 2952: 1-5.

Ringraziamenti

Ho il desiderio di ringraziare tutti coloro che mi hanno aiutato e supportato nel lavoro di campo e nella stesura della tesi con suggerimenti, critiche ed osservazioni: a loro va tutta la mia gratitudine e riconoscenza.

Ringrazio innanzitutto il professore Stefano Malavasi, Relatore, il dottor Marco Alberto Luca Zuffi, Co-relatore, il professore Filippo Spadola e la sua équipe, il dott. Fabrizio Oneto e la dott.ssa Stefania D'Angelo, senza il loro supporto, guida e tenacia questa tesi non esisterebbe.

Proseguo con il personale (Nino Castelli, Nicola Napolitano, Maurizio Marchese) della Riserva Naturale Integrale "Lago Preola e Gorgi Tondi" e Gianpiero Pace, che hanno saputo ascoltare le mie esigenze, facilitando le mie ricerche.

Un ringraziamento particolare va ai revisori, i professori Sebastiano Salvidio e Roberto Sacchi, che hanno speso parte del proprio tempo per leggere e commentare le bozze del lavoro, agli amici del Centro Emys e a tutta la comunità che sviluppa e supporta i progetti di software e sistemi operativi open-source, senza i quali il mio compito sarebbe stato sicuramente più arduo e gravoso.

Vorrei infine ringraziare le persone a me più care: i miei amici, parenti e genitori e infine la mia fantastica famiglia, Michela, Marco e Davide, a cui questo lavoro è dedicato, per la pazienza, dolcezza e incoraggiamento che sa infondermi in ogni scelta e in ogni nuova avventura, grazie!

L'addestratore di testuggini
Osman Hamdi Bey, 1906

