



Università  
Ca' Foscari  
Venezia

Corso di laurea magistrale in Scienze Ambientali  
Curriculum Valutazione e Gestione dei Sistemi Ambientali

Tesi di Laurea

**Il gambero della Louisiana nell'oasi di valle Averte:  
trappolaggio intensivo, dinamica di popolazione e  
implicazioni gestionali**

**Relatore**

Prof. Stefano Malavasi

**Correlatore**

Sig. Stefano Borella

**Laureando**

Chiarello Francesco

Matricola 834880

**Anno Accademico**

2017 / 2018

# INDICE

1. INTRODUZIONE .....	3
2. MATERIALI E METODI.....	13
2.1 Area di studio: Valle Averno.....	13
2.2 Descrizione dei siti di campionamento.....	15
2.3 Parametri abiotici.....	21
2.4 Disegno e procedure di campionamento.....	23
2.5 Analisi degli esemplari.....	25
2.6 Analisi dei dati.....	29
3. RISULTATI.....	30
3.1. Analisi spaziale e temporale di CPUE.....	31
3.2. Analisi morfometriche.....	38
3.3. Sex ratio e dimorfismo sessuale.....	47
3.4. Ricolonizzazione dei siti campionati.....	55
3.5. Parametri abiotici.....	58
4. DISCUSSIONE.....	60
5. CONCLUSIONI.....	63
6. BIBLIOGRAFIA.....	65
7. SITOGRAFIA.....	71

## 1.INTRODUZIONE

È definita specie nativa, o indigena, o autoctona, una specie evolutasi entro un determinato areale geografico di distribuzione (o in questo immigrata autonomamente da lungo tempo), nel quale è presente con popolazioni capaci di auto-sostenersi. E' definita specie aliena, o esotica, non-nativa, non-indigena, alloctona, una specie introdotta - intenzionalmente o meno, dall'uomo - in una regione diversa da quella della sua distribuzione naturale (Scovacricchi, 2011).

Il principale vettore dell'introduzione, deliberata o accidentale, di nuove specie aliene, è l'uomo (Di Castri, 1989). Infatti, le attività umane come agricoltura, trasporti, acquacultura e motivi ricreativi, hanno portato ad una facilitazione del superamento delle barriere naturali alla dispersione. Questo trend è aumentato proporzionalmente con l'aumentare della globalizzazione (Kolar and Lodge, 2001).

Molte di queste introduzioni hanno portato benefici all'uomo, o comunque non hanno provocato grosse conseguenze all'ambiente dove sono state introdotte. Solamente una piccola parte di specie introdotte diventa invasiva (figura 1.1), ma quando si verifica tale fenomeno, queste sono spesso in grado di dominare le comunità e le popolazioni indigene (Gherardi, 2006).

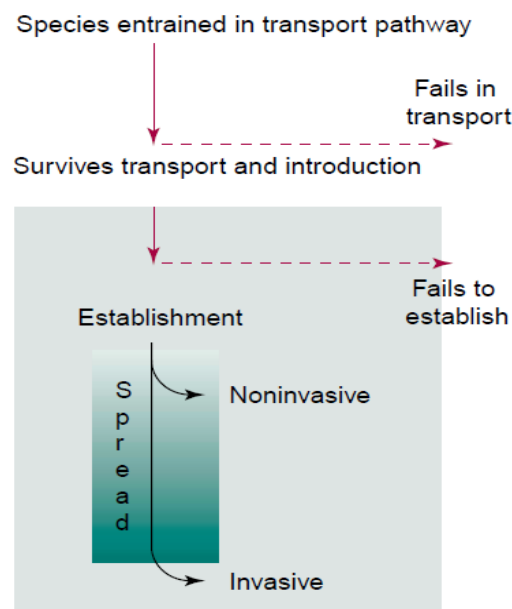


Figura 1.1: Dinamiche dell' introduzione di specie invasive (Kolar and Lodge, 2001)

Le specie invasive, infatti, minacciano di annullare gli sforzi per la conservazione della biodiversità, di mantenere produttivi i sistemi agricoli, di sostenere gli ecosistemi naturali funzionanti e possono

intaccare anche la salute umana (Carla M. D'Antonio and Peter M. Vitousek, 1992; Mack et al., 2000; Soulé, 1992; Walker and Steffen, 1997) come riportato in figura 1.2.

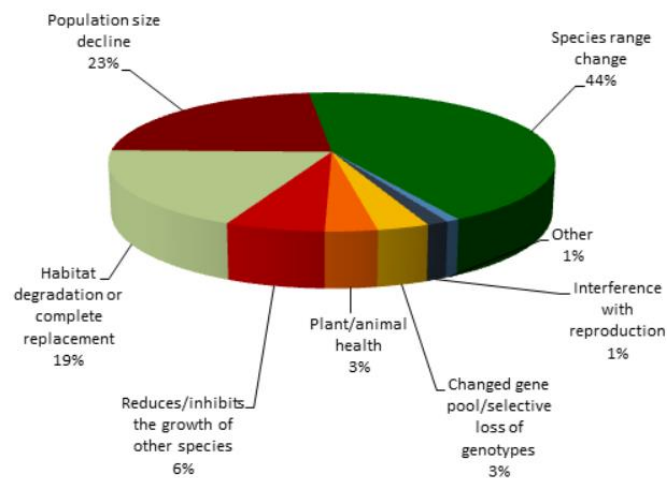


Figura 1.2: Effetti delle specie invasive (<https://biodiversity.europa.eu/>)

In Europa, le specie aliene provocano danni per un valore di 12 miliardi di euro l'anno (Kettunen et al., 2009).

### Gamberi d'acqua dolce

I gamberi d'acqua dolce sono dei crostacei decapodi, rappresentati nel mondo da tre differenti famiglie. Nell'emisfero Sud sono presenti gamberi della famiglia Parastacidae, mentre nell'emisfero Nord sono presenti le famiglie Cambaridae e Astacidae (Hobbs, 1974). Sono considerati una risorsa fondamentale per gli ecosistemi acquatici, in particolare per il loro ruolo di keystone species (Henttonen et al, 1999). Sono infatti gli invertebrati più grandi e relativamente longevi delle zone temperate, ed inoltre sono spesso presenti con grandi abbondanze (Gherardi, 2006). La loro dieta negli ecosistemi acquatici è composta da invertebrati bentonici, detriti, macrofite e alghe (Lodge et al., 1994), e sono un importante fonte di cibo per molte specie, come pesci, uccelli e mammiferi, ad esempio le lontre (Gherardi, 2006).

Le prime introduzioni di questi decapodi alloctoni in Europa, provenienti soprattutto da Nord America e Australia, si registra già alla fine dell'800. È dovuta alla necessità dell'epoca di rimpiazzare gli stock delle specie native, decimate dalla peste del gambero e dalla scarsa qualità degli ecosistemi acquatici (Holdich, 1988).

Sono state introdotte diverse specie di gambero d'acqua dolce; alcune non si sono acclimatate, mentre altre sono diventate invasive. Le principali specie alloctone tutt'ora presenti, sono *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) e *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), tutte provenienti dagli Stati Uniti e dal Canada (Henttonen et al, 1999).

In Italia, sono attualmente presenti tre specie di gamberi d'acqua dolce autoctoni (figura 1.3), ovvero *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), *Astacus astacus* (Linneo, 1758) e *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) (Mopurgo et al., 2010).



Figura 1.3: Distribuzione di gamberi autoctoni d'acqua dolce in Italia: *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) e *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) (indicate nella legenda come A.p., A. a. e A. t., rispettivamente) (MORPURGO et al., 2010)

Sono inoltre presenti quattro specie alloctone (figura 1.4), *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) e *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823). Quest'ultimo non è stato citato precedentemente in quanto nativo dell'Europa orientale (Mopurgo et al., 2010).

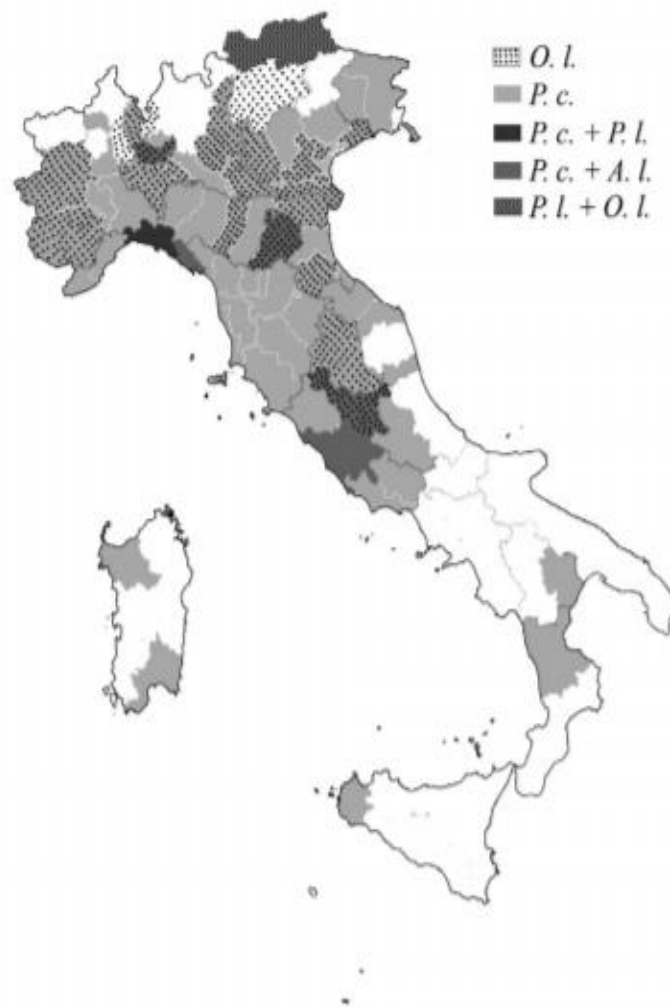


Figura 1.4: Distribuzione di gamberi alloctoni d'acqua dolce in Italia: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 e *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (indicate in legenda come P.c., O. l., A. l. e P. l., rispettivamente) (MORPURGO et al., 2010)

### Impatti dovuti ai gamberi alloctoni d'acqua dolce

Gli impatti causati dall'introduzione di specie alloctone di gamberi d'acqua dolce nell'ambiente, possono essere neutri, positivi o negativi (Holdich, 1999) (Figura 1.5).

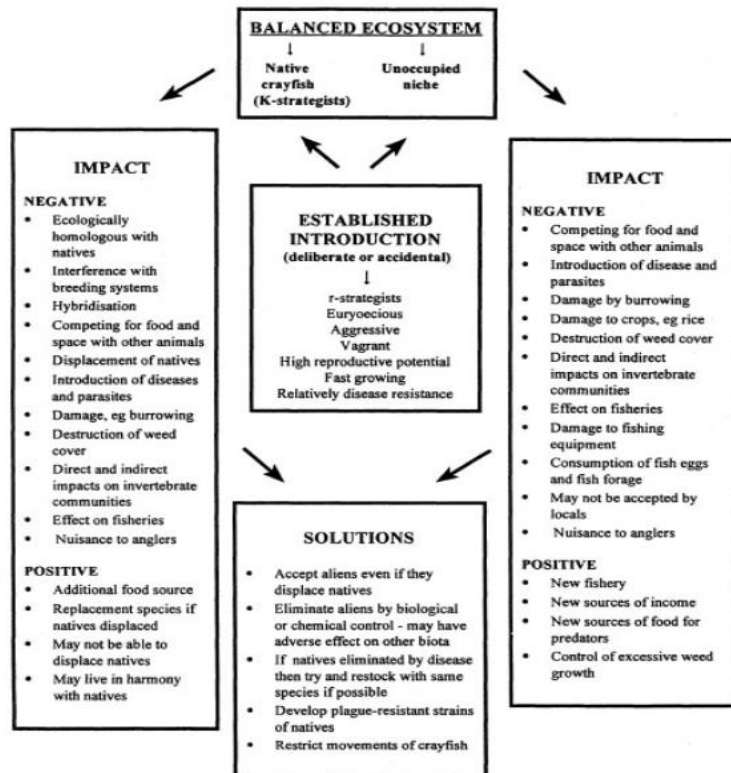


Figura 1.5: Impatti dovuti all'introduzione di specie alloctone (Holdich, 1999).

L'introduzione deliberata di specie alloctone può infatti risolvere alcuni problemi su scala locale, ma al contempo ne può portare altri di maggior rilievo su scala più ampia (Moyle et al. 1986).

Un esempio di impatto dovuto all'introduzione di gamberi alloctoni è la peste del gambero, diffusa in Italia nella metà dell'800 e successivamente in tutta Europa, provocando una forte diminuzione delle popolazioni di gamberi d'acqua dolce autoctoni. La peste del gambero è provocata dal fungo *Aphanomyces astaci*, che risulta letale per i gamberi d'acqua dolce asiatici ed europei (Holdich and Sibley, 2003), ed è tutt'ora un problema per le popolazioni di gamberi europei (Fea et al., 2006). Al contrario, le specie provenienti dal Nord America rivelano una resistenza a tale fungo; essendo tali specie dei vettori di questa malattia e avendo rafforzato negli ultimi anni gli stock di gamberi autoctoni con queste specie nordamericane, si è vista una drastica diminuzione delle popolazioni native (Holdich, 1999).

Un ulteriore impatto provocato da alcune specie di gamberi aliene è dato dall'elevata competitività dei decapodi alloctoni nei confronti delle specie autoctone, sia per l'acquisizione della nicchia ecologica che per la predazione diretta nei loro confronti (Bovbjerg 1970, Magnuson et al. 1975, Capelli 1982, Holdich & Domaniewski 1995, Holdich et al. 1995a, Light et al. 1995, Söderbäck 1995).

Un esempio è la competizione tra *P.clarkii* e *A.pallipes* nella provincia di Granada, in Spagna (Gil-Sánchez and Alba-Tercedor, 2002).

Le abitudini alimentari dei gamberi alloctoni possono portare ad uno squilibrio all'interno della rete trofica. La loro predazione su molluschi, anfibi, pesci e macrofite infatti può, in alcuni casi, portare alla scomparsa di alcune specie (Holdich, 1999).

Un'altra caratteristica di alcune specie aliene che comporta evidenti impatti nelle aree agricole, come le risaie, e nelle aree ricreative, come ad esempio i campi da golf, è dovuto alla loro attività di scavatori. Tale attività può portare disagi anche a dighe, laghi e corsi d'acqua, destabilizzando le rive. Un effetto indiretto di queste attività di scavo è individuato nell'intorbidimento delle acque, che riduce la penetrazione della luce e quindi l'accrescimento vegetale (Huner 1988, Guan 1994, Holdich et al. 1995b, Anastacio & Marques 1997, Fonseca et al. 1997).

D'altra parte, considerando il commercio e l'allevamento di gamberi di acqua dolce, l'introduzione di gamberi alloctoni ha in parte compensato la sparizione delle specie native a causa della peste del gambero. Inoltre, in alcune aree la pesca ricreativa di queste specie è considerata di ugual interesse rispetto alla pesca sportiva tradizionale (pesci). L'introduzione in alcuni laghi in cui non era presente alcuna specie di gambero nativo ha successivamente portato ad una riduzione di bloom algali. Tale fenomeno è dovuto all'attività di grazing dei gamberi d'acqua dolce che, così facendo, implementano il riciclo di materiale biologico, avvantaggiando indirettamente anche le altre specie presenti nel corpo d'acqua (Ackefors, 1999).

### ***Procambarus clarkii* (Girard,1852)**

Il gambero rosso della Louisiana (figura 1.6), *Procambarus clarkii* (Girard,1852), è una specie originaria del Centro-Sud degli Stati Uniti e Nord-Est del Messico, che ha attualmente colonizzato tutto il mondo, ad eccezione di Australia e Antartide (Garzoli et al., 2009).



Figura 1.6: Esemplare di *Procambarus clarkii* ([www.ittiofauna.org](http://www.ittiofauna.org))

È stato introdotto in Italia per la prima volta nel 1989 in Piemonte e in Toscana per l'attività di acquacultura, e attualmente è la specie di gambero alloctono con più successo in Italia (Mopurgo et al., 2010). *P. clarkii* è considerata una tra le peggiori 100 specie invasive in Europa (DAISE).

Gli esemplari adulti raggiungono una lunghezza massima superiore ai 15 cm e presentano una colorazione rosso scura, arancione o bruno rossiccia (DAISE).

Il corpo è diviso in cefalotorace e addome, con entrambe le parti dotate di appendici (Loureiro et al., 2015). Il dimorfismo sessuale è ben marcato, le femmine presentano dei ricettacoli seminali (annulus ventralis) alla base posteriore dell'ultimo paio di zampe deambulanti, mentre i maschi presentano il terzo e il quarto paio di pleopodi modificati che assumono la funzione di organi copulatori (Maccarone and Pace, 2012).

*P. clarkii* si può considerare una specie a strategia r, in quanto presenta un'elevata fecondità (300-600 uova), una rapida crescita, una precoce maturità sessuale (3-5 mesi) ed una riproduzione annuale multipla. È inoltre resistente ad un ampio range di parametri chimici. Infatti, può sopravvivere a temperature inferiori a 12 gradi e arrivare fino ai 35 gradi prima che sopraggiunga la morte dell'individuo; il range ottimale di accrescimento va dai 21 ai 27 gradi (De Luise, 2010; Maccarone and Pace, 2012; Ackefors, 1999). Sopravvive fino a salinità del 20 per mille, resiste a pH che variano da 5.6 e 10.4 e può vivere in ambienti asfittici con meno di 1 mg/L di ossigeno disciolto (De Luise, 2010).

Un'altra caratteristica importante di questo decapode è l'alta mobilità. Infatti, *P.clarkii* può percorrere fino a 17 km in quattro giorni (Gherardi e Barbaresi, 2000).

Questi fattori, uniti alla possibilità di adattare il ciclo vitale alle nuove condizioni ambientali, permettono a *P.clarkii* una facile acclimatazione alla maggior parte degli ecosistemi lentic e lotici (Gutiérrez-Yurrita & Montes 1999).

L'alimentazione di questo decapode è onnivora. Si nutre infatti di vegetazione, soprattutto nel periodo estivo e di detrito nel periodo invernale. In alcuni studi sul contenuto stomacale, si evince che *P.clarkii* preda costantemente macroinvertebrati, pesci e anfibi (Garzoli et al., 2009; Gherardi and Barbaresi, 2007).

### **Metodi di contenimento di *P.clarkii***

Esistono varie tipologie di approcci per contenere l'espansione e l'accrescimento delle popolazioni di *P.clarkii*.

L'aspetto legislativo è uno di questi. Infatti, molte nazioni europee hanno sancito delle leggi per impedire il proliferare di specie di gamberi d'acqua dolce alloctoni (Westman et al, 1990). L'attuale politica di libero scambio in Europa è in conflitto con alcune delle misure di conservazione che i paesi hanno cercato di introdurre, come ad esempio proibire l'importazione di questi animali. Inoltre, queste regole spesso vengono aggirate dal commercio di animali per acquariofilia (Holdich et al, 1999).

I metodi meccanici di rimozione comprendono una serie di metodologie diverse. Il trappolaggio con nasse, ad esempio, è spesso usato anche per rilevare la struttura delle popolazioni (Huner et al. 1991, Momot, 1992, 1993, Skurdal & Taugbøl 1994), oltre che per ridurre gli stock ittici dei gamberi alloctoni (Holdich et al, 1999). In numerosi studi si è visto infatti che l'utilizzo del trappolaggio con nasse ha portato ad una forte riduzione di questi decapodi alloctoni, anche fino al 50 %, anche se non ha portato alla completa eradicazione (Bills & Marking ,1988; Svardson 1948; Roqueplo et al. 1995). Il trappolaggio intensivo è una tecnica che prevede una continua pressione di pesca con numerose nasse, svuotate e ricalate ogni circa 24 ore. Questo metodo di contenimento è molto efficace, spesso è utilizzato in accoppiata con metodi biologici con il rilascio di predatori; se interrotto, però i gamberi tornano a colonizzare l'area interessata, e la popolazione raggiunge le

dimensioni iniziali in un paio di stagioni riproduttive (Gherardi et al., 2011; Hein et al., 2007). Anche l'elettropesca è un efficace metodo di rimozione, ma ha alcuni limiti dovuti agli orari prettamente notturni di questi decapodi e alle caratteristiche morfologiche dell'area da campionare (Westman et al. 1978; Laurent, 1995).

I metodi biologici consistono nel trovare un antagonista naturale della specie da contenere. È dimostrato, infatti, che la predazione di pesci sui gamberi d'acqua dolce può diminuire notevolmente la densità di questi ultimi. In via teorica, potrebbero essere utilizzate alcune malattie per controllare la densità di gamberi alloctoni, ma il rischio è che si possano espandere anche a popolazioni autoctone (Holdich et al, 1999).

I metodi fisici comportano il drenaggio di un lago/stagno, la deviazione di un corso d'acqua o di un fiume, o la creazione di un ostacolo che funge da sbarramento. Tuttavia, possiamo trovare molto poco nella letteratura relativa al loro uso effettivo nel controllo delle popolazioni di gamberi. Quando si verifica un evento naturale come una siccità, questo può essere efficace nell'eliminare una popolazione di gamberi (Holdich et al., 1995, Holdich et al, 1999).

I biocidi possono essere un'importante risorsa per l'eradicazione in un breve lasso di tempo. Possono essere usate varie sostanze, come insetticidi organofosfati e organoclorurati (Ludke et al. 1971; Ray & Stevens 1970; Hobbs & Hall 1975; Roqueplo et al. 1995), piretroidi (Bills & Marking 1988) e tensioattivi (Fonseca et al. 1997). Gli insetticidi organofosfati e organoclorurati sono caratterizzati da un'alta tossicità per i gamberi d'acqua dolce. Sono stati utilizzati con lo scopo di eliminare alcune popolazioni di *P.clarkii* ad esempio in alcune risaie in California. Non presentano tossicità per pesci, rane e mammiferi, ma sono dannosi per gli insetti e i crostacei (Holdich et al, 1999). I piretroidi presentano una forte tossicità per i gamberi d'acqua dolce, ma non sono ancora presenti studi dove è stato effettuato il contenimento attraverso l'utilizzo di queste sostanze. I tensioattivi, invece, agiscono limitando la disponibilità di ossigeno nell'acqua; sono infatti consigliati per zone dove non sono presenti specie d'interesse e dove la biodiversità è scarsa, ad esempio nelle risaie (Holdich et al, 1999).

## **Obiettivi della tesi**

Il presente studio si prefigge l'obiettivo di verificare l'efficacia di sistemi di trappolaggio intensivo nel rimuovere individui e contenere le popolazioni in un ex valle da pesca, Valle Averno, che attualmente è oasi WWF.

Lo studio è focalizzato su una specie di gambero invasivo, *Procambarus clarkii*, presente nell'areale in esame. Grazie all'analisi degli esemplari raccolti, sarà possibile verificare alcuni parametri riguardanti la struttura e la dinamica di popolazione.

I dati utilizzati derivano da un campionamento effettuato nei mesi estivi del 2017, attuato attraverso l'utilizzo di metodi meccanici, in particolare il trappolaggio intensivo con l'ausilio di nasse.

Nel corso dell'elaborato verranno analizzati:

- La CPUE (Catch Per Unit Effort) in relazione al tempo e ai diversi siti di campionamento, che permetteranno di valutare l'efficacia della tecnica utilizzata nel contenimento di *P.clarkii*;
- La struttura e dinamica di popolazione della specie attraverso dati biometrici di peso, lunghezza cefalotorace e sesso, confrontandoli poi con dati pregressi derivanti da altri studi effettuati, valutando eventuali differenze o analogie per quanto riguarda i parametri morfometrici degli individui e struttura delle popolazioni;
- Un eventuale trend di ricolonizzazione dopo gli sforzi di pesca, dato dall'analisi temporale dei dati della CPUE;
- Proposte di gestione della specie nel sito in esame, con attenzione ad eventuali problematiche legate alle specie d'interesse presenti e alle caratteristiche dell'areale.

## 2.MATERIALI E METODI

### 2.1 Area di studio: Valle Averso

La riserva naturale Valle Averso si trova all'interno di un Sito d'Importanza Comunitaria (SIC IT3250030) nel Comune di Campagna Lupia (Ve). È inoltre una Zona di Protezione Speciale (ZPS IT3250046). Questa ex valle da pesca, ora oasi WWF, è situata nella parte meridionale della laguna di Venezia, è delimitata ad Ovest dalla statale Romea (SS.309) e confina con le Valli Serraglia, Contarina e Cornio Alto (Bon et al., 1993). Questa grande area umida è caratterizzata da una superficie di 526 ettari, di cui 83 di proprietà di WWF Italia. Presenta una morfologia eterogenea, con ampi specchi di acqua salmastra, frazionati da barene e argini, vaste zone di canneto e numerosi canali di acqua dolce (Tomè, 2010).

#### POSIZIONE DI VALLE AVERTO

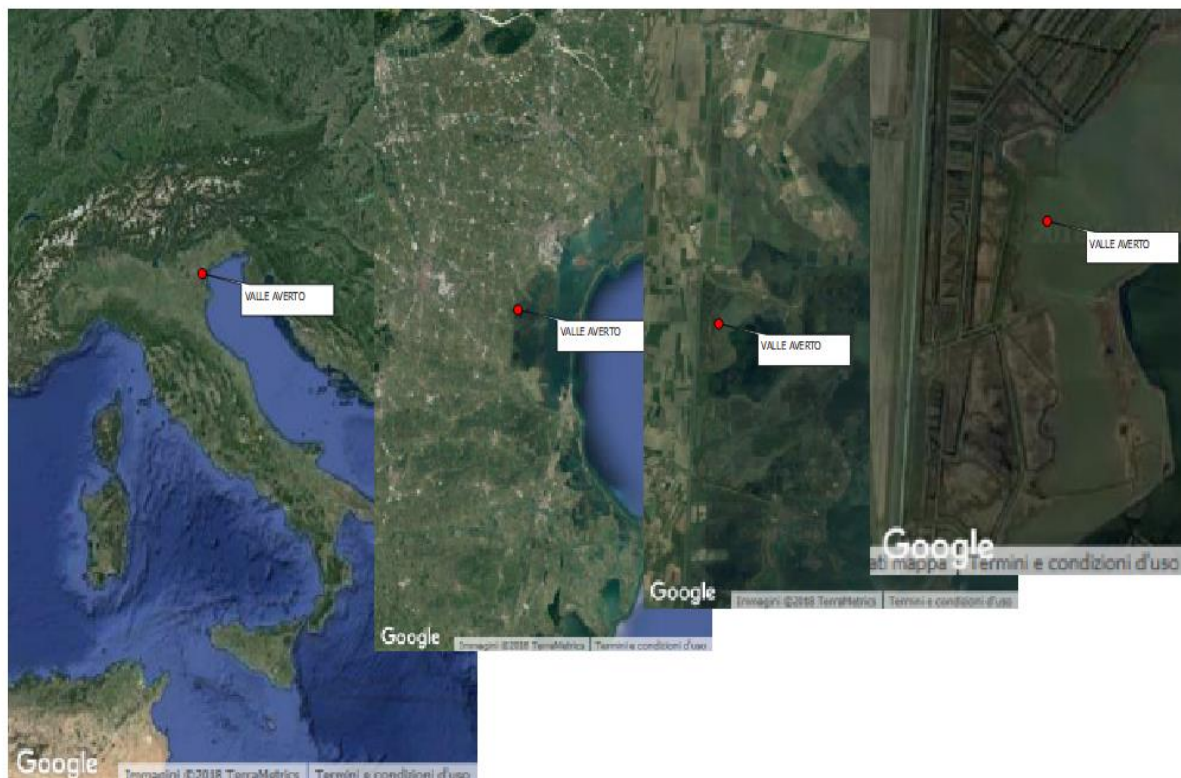


Figura 2.2: Posizione geografica di Valle Averso in Italia

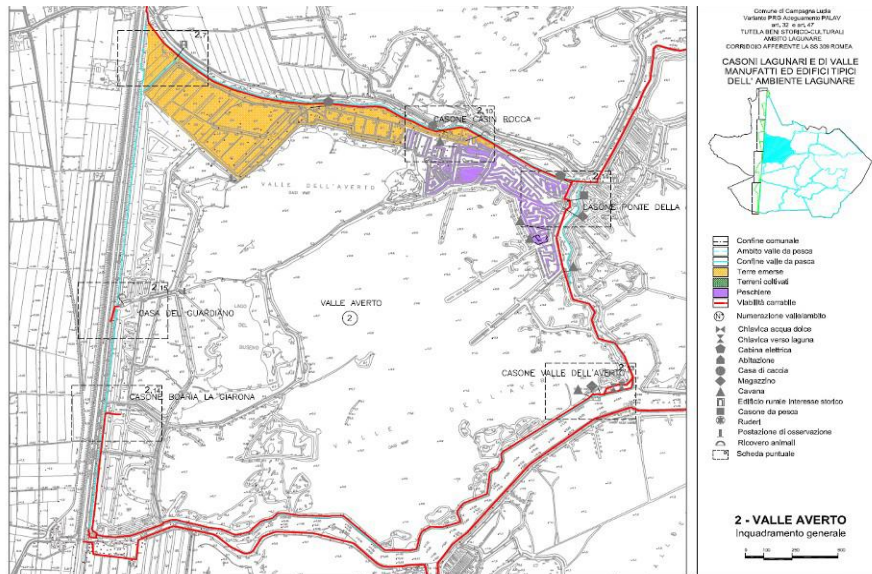


Figura 2.3 Cartina di Valle Averte ([www.regione.veneto.it](http://www.regione.veneto.it))

La vegetazione è costituita per lo più da prati mesofili, intervallati da abbondante vegetazione arbustiva (*Tamerix sp.*, *Crataegus sp.*, *Rubus sp.*, *Ligustrum sp.*) e arborea (*Salix alba*, *Salix viminalis*, *Populus nigra*, *Ulmus minor*, *Alnus glutinosa*). Lungo i canaletti e nelle depressioni periodicamente allagate invece, si sviluppa una vegetazione di tipo igrofilo, costituita da *Carex sp.*, *Juncus sp.*, *Phragmites australise* e *Tjpha angustifolia* (Bon et al., 1993).

Di particolare interesse sono alcune specie di rettili presenti nell'oasi, attualmente sottoposte a tutela. In particolare, *Emys orbicularis*, la testuggine palustre europea, è considerata una specie vicina al livello di pericolo dall'IUCN. Valle Averte è inoltre situata in un'importante zona di passaggio per la fauna avicola migratoria, e rappresenta una zona d'interesse per la nidificazione e la sosta di molte specie di uccelli, presenti nell'area in numero elevato, stimato in circa 10 000 esemplari l'anno (Tomè, 2010).

## 2.2 Descrizione dei siti di campionamento

Il campionamento è stato effettuato identificando 4 stazioni (figura 2.5) aventi caratteristiche ambientali tra loro differenti (apporto di acqua dolce e comunicazione tra i corpi d'acqua). Per poter ottenere risultati comparabili tra le varie stazioni e facilmente replicabili nel tempo, si è scelto di utilizzare in ciascuna 10 nasse, a distanza di circa 5 metri l'una dall'altra, formando così dei transetti da 50 metri.



Figura 2.5: Stazioni di campionamento

Si è scelto di posizionare la stazione 1 (S1, Figura 2.6) in un tratto rettilineo di un canale vicino alla SS 309 Romea, largo circa 10 m e con una profondità di circa 50 cm nel transetto di campionamento. Tale stazione è caratterizzata da un apporto diretto di acqua dolce, che proviene da alcune chiuse collegate al canale Nuovissimo. Anche nella stazione 3 (S3, figura 2.8) è presente un apporto d'acqua dolce; entrambe le stazioni, infatti, sono ubicate nello stesso canale a distanza di 300 m, dove S3 presenta una posizione più interna alla valle rispetto alla statale. Un'ulteriore similitudine tra queste

due stazioni è data dalla presenza di una vegetazione riparia particolarmente sviluppata sia in S1 (figura 2.7) che in S3 (figura 2.9).



*Figura 2.6: Posizionamento delle nasse nella prima stazione*



*Figura 2.7: Prima stazione*



*Figura 2.8: Posizione delle nasse nella terza stazione*



*Figura 2.9: Terza stazione*

La stazione 2 (S2, figura 2.10) e la stazione 4 (S4, figura 2.12) sono state scelte come aree di campionamento in quanto collocate anch'esse in zone che presentano caratteristiche morfologiche simili tra loro. Sono state individuate in due piccoli laghi pressochè chiusi adiacenti tra loro, comparabili come dimensioni e caratteristiche, caratterizzate da una profondità media di circa 80 cm nel transetto di campionamento.

Anche in queste due stazioni è presente una rigogliosa vegetazione riparia, come rappresentato in figura 2.11 e in figura 2.13.



*Figura 2.10: Posizione delle nasse nella seconda stazione*



*Figura 2.11: Seconda stazione*



*Figura 2.12: Posizione delle nasse nella quarta stazione*



*Figura 2.13: Quarta stazione*

## 2.3 Parametri abiotici

Durante il campionamento sono stati presi in considerazione i principali parametri abiotici quali ossigeno disciolto, temperatura atmosferica, temperatura interna all'acqua e salinità.

L'ossigeno disciolto (OD) è un importante parametro in quanto può segnalare l'eventuale presenza di materiale in decomposizione o di inquinanti, oppure, quando si riscontrano valori elevati (13-15 mg/L), la presenza di organismi fotosintetici o rimescolamento delle acque che aumentano la quantità di ossigeno (Desiderà, 2016). Per la misurazione dell'OD, è stato usato un ossimetro (HI 9147, Figura 2.14) che può misurare l'ossigeno contenuto all'interno di un corpo d'acqua espresso sia in percentuale che in mg/L.

Essendo la temperatura e la salinità parametri che influenzano la distribuzione dei peneidi nelle acque costiere (Lumare et Scordella 2001), si è scelto di misurare tali parametri utilizzando un salinometro manuale (Figura 2.15), mentre la temperatura dell'acqua è stata rilevata con un termometro professionale da acquario (Figura 2.16).



Figura 2.14: ossimetro



Figura 2.15: salinometro



Figura 2.16: Termometro

Dai dati ottenuti si evince come le stazioni prese in considerazione siano simili non solo morfologicamente ma anche chimicamente., in quanto S1 e S3 presentano una salinità del 4 per mille, con temperature dell'acqua comparabili durante tutto l'arco della giornata. Anche l'OD misurato, 55% (3,9 mg/L) alle 7:30 con T dell'acqua di 26,1°C e 75% (5,7 mg/L) alle 12:30 con T dell'acqua di 29,5°C, è uguale per questi due siti di campionamento.

Come per le due stazioni precedenti, anche per S2 e S4 i parametri abiotici risultano comparabili, con salinità che si attesta all'1 per mille in tutti e due i laghi e simili valori di temperatura. Si possono invece notare delle differenze nel contenuto di ossigeno disciolto in tali stazioni; in S2 infatti si sono misurati valori del 43% e 3,4 mg/L alle 8:00 con T dell'acqua di 27,4 °C e di 63 % e 4,8 mg/L con T

dell'acqua di 29,8°C alle 12:00, mentre in S4 si hanno valori del 47% e 3,7 mg/L con T dell'acqua a 26,8°C alle 8:15 e 68% e 5 mg/L con T dell'acqua di 29,7°C alle ore 12:00.

Le misurazioni dell'ossigeno disciolto sono state effettuate il 21/7/2017 per tutte e quattro le stazioni considerate.

## 2.4 Disegno e procedure di campionamento

Il campionamento è stato effettuato con l'ausilio di nasse da pesca modificate (Figura 2.17), che misurano 30x60 cm di grandezza. Queste sono dotate di due aperture alle estremità, una tasca per introdurre l'esca e un'apertura per estrarre il pescato.



Figura 2.17: Nassa modificata con bottiglia di plastica

Tali nasse sono state modificate introducendo all'interno di esse una bottiglia di plastica chiusa per consentire ad alcune specie non target, se dovessero essere catturate, di respirare e quindi di essere rilasciate indenni (Figura 2.18), in special modo *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758).



Figura 2.18: Nassa modificata in corretto assetto di pesca

L'esca utilizzata è stata una manciata di pellet al pesce per ogni nassa, usato principalmente per la pesca sportiva e per l'allevamento di ciprinidi e pescegatti, facilmente reperibili e maneggiabili (Figura 2.19).



Figura 2.19: Pellet al pesce utilizzato come esca

Il campionamento si è svolto nel periodo che va da 28/6/2017 al 21/9/2017. È stato suddiviso in cinque pescate della durata di quattro giorni consecutivi di 24 ore, intervallati da uno stop di due settimane l'una dall'altra. Si è deciso di ripetere le pescate ogni 14 giorni in modo tale da poter rilevare una eventuale ricolonizzazione da parte di *Procambarus clarkii* tra una pescata e la successiva.

Rispettivamente, le settimane di pesca si collocano tra il 28/6/2017 e il 1/7/2017 per la prima, dal 18/7/2017 al 21/7/2017 per la seconda, dal 9/8/2017 al 12/8/2017 per la terza, dal 29/8/2017 all'1/9/2017 per la quarta e dal 19/9/2017 al 22/9/2017 per la quinta.

Le nasse sono state calate il lunedì mattina e recuperate la mattina dopo. Successivamente sono state ricaricate con nuova esca e ricalate in acqua, per poi ripetere le operazioni nei giorni successivi, fino al venerdì, quando dopo aver recuperato il pescato, le nasse venivano lavate e riposte fino alla pescata successiva.

## 2.5 Analisi degli esemplari

La CPUE (Catch Per Unit Effort) è il numero di esemplari catturati per ciascuna nassa, con sforzo di pesca pari a circa 24 ore, tenuto costante per ciascuna calata (Desiderà, 2016), quindi il numero degli esemplari catturati in rapporto allo sforzo compiuto. Questa, però, non ci informa sul numero reale di individui che compongono la popolazione ma è un indice di abbondanza relativa, ovvero ci permette di capire se la popolazione in una data località è più o meno abbondante rispetto ad altre analizzate con lo stesso metodo oppure se la popolazione è in aumento o in diminuzione nel tempo (Aquiloni et al., 2012). Questo parametro è stato preso in situ, con uno specifico foglio di campionamento (Figura 2.20).

Come si può notare, è stata rilevata la CPUE degli esemplari per ogni nassa, la temperatura esterna e dell'acqua, la presenza di catture non target, l'orario e la stazione.

DATA: \_\_\_\_\_

STAZIONE: \_\_\_\_\_

ORARIO: \_\_\_\_\_

T.EXT: \_\_\_\_\_

T.H2O: \_\_\_\_\_

NASSA	CPUE <i>Procambarus clarkii</i>	ALTRO
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		

Figura 2.20: Foglio di campionamento in situ

Gli esemplari catturati sono stati congelati ed analizzati in un secondo momento.

Per le successive analisi ex situ, cioè per le misure morfometriche di peso, lunghezza cefalo-torace e sesso degli individui, è stata utilizzata la scheda riportata in figura 2.21.



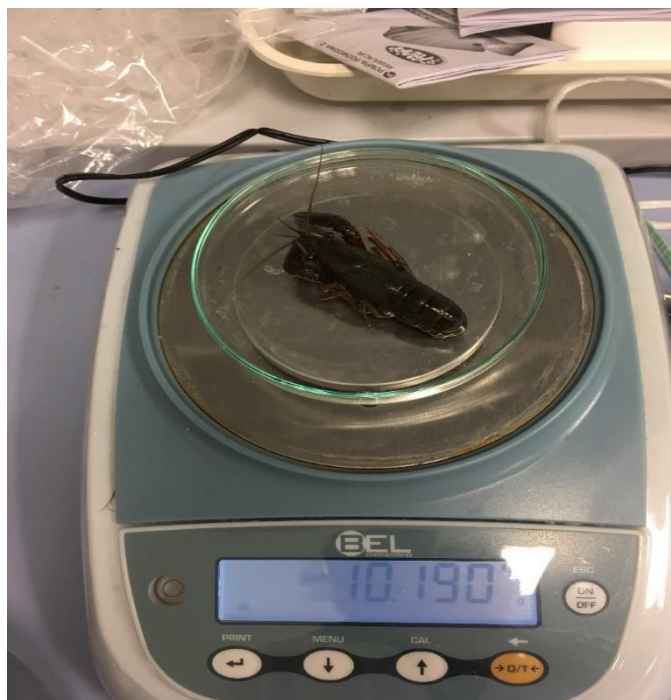


Figura 2.22: Pesatura di un esemplare



Figura 2.23: Misurazione del cefalo-torace

Il sesso degli individui è stato rilevato attraverso osservazione visiva, in quanto ben riconoscibile. Infatti, le femmine sono provviste di un ricettacolo seminale (anulus ventralis) situato alla base delle zampe posteriori, di consistenza cornea negli esemplari sessualmente maturi. I maschi adulti,

invece, sono provvisti di un gancio sul terzo e quarto paio di pereopodi, usato per afferrare la femmina durante l'accoppiamento (Loureiro *et al.*, 2015).



Figura 2.24: Esempio maschio sulla sinistra e femmina sulla destra di *Procambarus clarkii*

## 2.6 Analisi dei dati

I dati rilevati, ovvero CPUE, peso, lunghezza cefalo-torace, sesso e parametri abiotici sono stati poi trascritti su un foglio di lavoro Excel.

I dati della CPUE sono stati analizzati con un approccio spaziale e temporale. Sono stati utilizzati infatti per capire se lo sforzo di pesca aveva l'effetto di ridurre le catture o meno, oltre che ad evidenziare eventuali differenze per quanto riguarda il numero di esemplari catturati tra le varie stazioni.

Tali dati sono stati analizzati con una tabella Pivot, attraverso il programma stesso e il programma Statistica, sono stati elaborati grafici e verificata la loro significatività con il test di Kruskal-Wallis.

Quest'ultimo è un test statistico non parametrico, utilizzato per rilevare la significatività dei dati medi di differenti gruppi. Saranno significativi dati che presentano " $p$ " < di 0,05.

Per quanto riguarda i dati morfometrici, sono stati utilizzati per vedere la struttura della popolazione, la variazione dei parametri con il passare delle settimane di campionamento, per analizzare la sex ratio e il dimorfismo sessuale degli individui e per comparare i vari risultati tra le diverse stazioni.

I fogli di lavoro completi sono visionabili nell'allegato 1.

### 3.RISULTATI

Sono stati catturati in totale 1487 esemplari di *P.clarkii*, in particolare 583 nella prima pescata, 340 nella seconda, 267 nella terza, 257 nella quarta e 40 nella quinta (Figura 3.1)

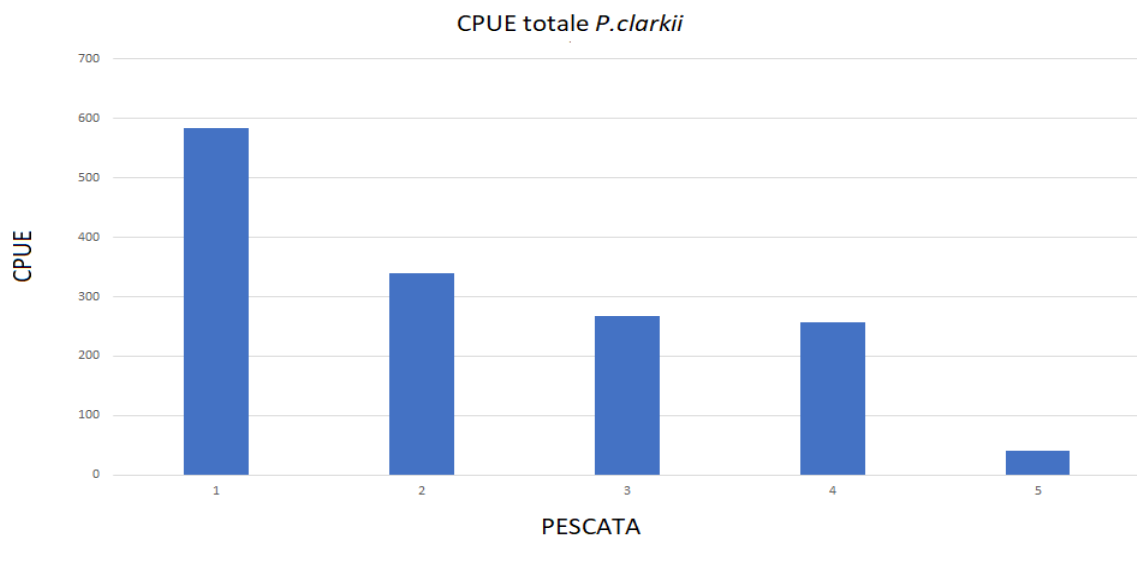


Figura 3.1: CPUE *P.clarkii* definita per ogni pescata

Oltre a *P.clarkii* sono state catturate anche specie non target, in particolare un elevato numero di *Ameiurus melas* e di *Emys orbicularis*. (figura 3.2).

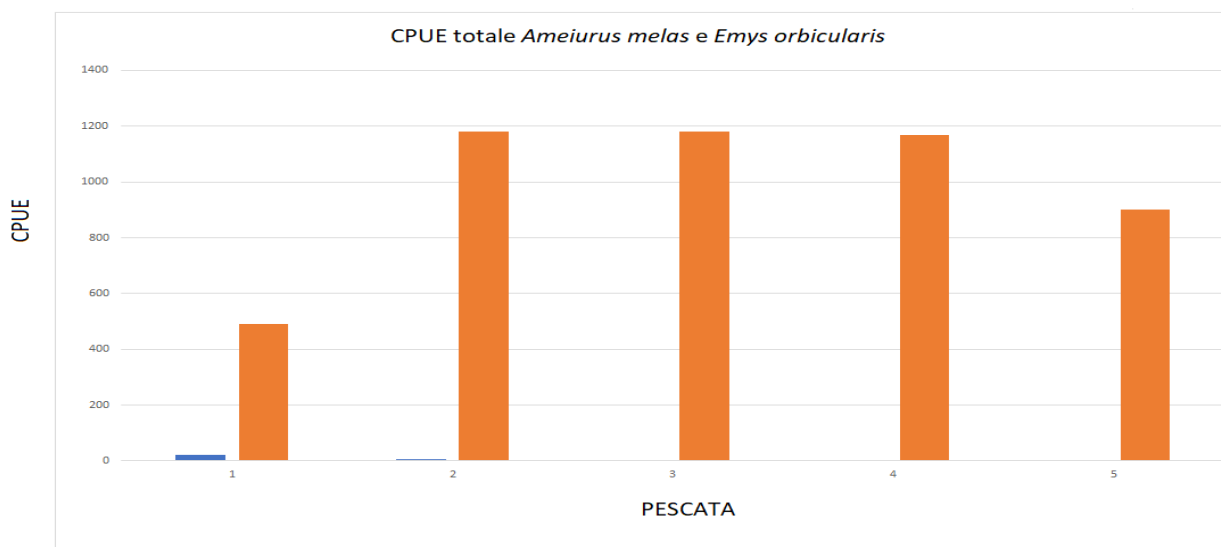


Figura 3.2: CPUE di *E.orbicularis* (colore blu) e di *A.melas* (colore arancione) riportate per ogni pescata

Sono stati catturati in totale 4923 esemplari di *A.melas* e 23 esemplari di *E.orbicularis*.

### 3.1 Analisi spaziale e temporale di CPUE

Le analisi spaziali e temporali della CPUE di *Procambarus clarkii*, suggeriscono un andamento ben definito.

Nella prima settimana di pesca, si registra il maggior numero di catture in tutta la durata del campionamento, in particolare sono stati catturati 583 esemplari. Il numero di catture è diminuito in tutte le stazioni dal primo giorno di pesca rispetto all'ultimo, anche se con andamenti diversi nelle quattro stazioni. Si sono evidenziate alcune differenze fra le varie stazioni riguardo al numero di catture. Infatti, nella prima son stati prelevati 123 esemplari, nella seconda 131, nella terza 141 e nella quarta 188, come riportato in figura 3.3.

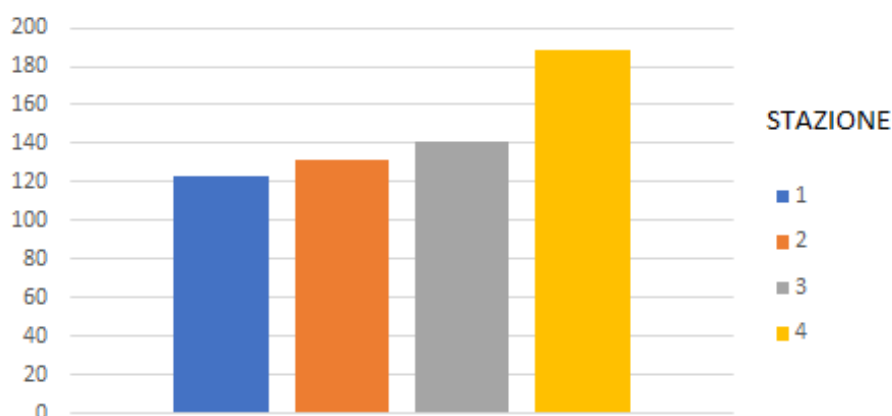


Figura 3.3: Numero totale di esemplari catturati nella prima settimana di campionamento per ogni stazione

Nella seconda settimana di pesca, il numero di catture complessivo è diminuito rispetto a quella precedente. Si contano, infatti, 340 esemplari prelevati. Anche in questo caso, si ha una diminuzione delle catture dal primo giorno di campionamento rispetto all'ultimo.

Sono riscontrabili delle marcate differenze riguardo al numero di catture nei vari siti in esame. In particolare, nella prima stazione son stati catturati 84 esemplari, nella seconda 125, nella terza 41 e nella quarta 90, come riportato in figura 3.4.

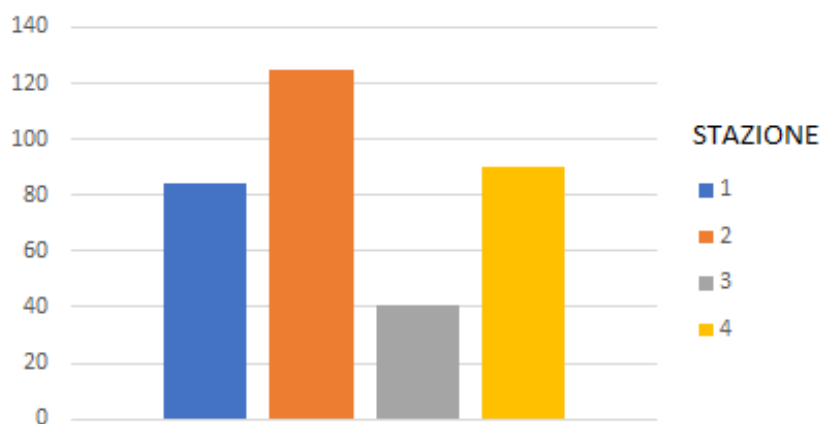


Figura 3.4: Numero totale di esemplari catturati nella seconda settimana di campionamento per ogni stazione

Anche nella terza settimana di campionamento, come nelle precedenti, il numero di catture è gradualmente diminuito nelle varie giornate di pesca, contando in totale 267 esemplari rimossi. Si riscontra quindi un'ulteriore diminuzione delle catture rispetto alla seconda settimana.

Si è riscontrata ancora una disomogeneità delle catture, come nelle sessioni di campionamento precedenti. Sono stati catturati 95 esemplari nella prima stazione, 34 nella seconda, 67 nella terza e 71 nella quarta, come riportato in figura 3.5.

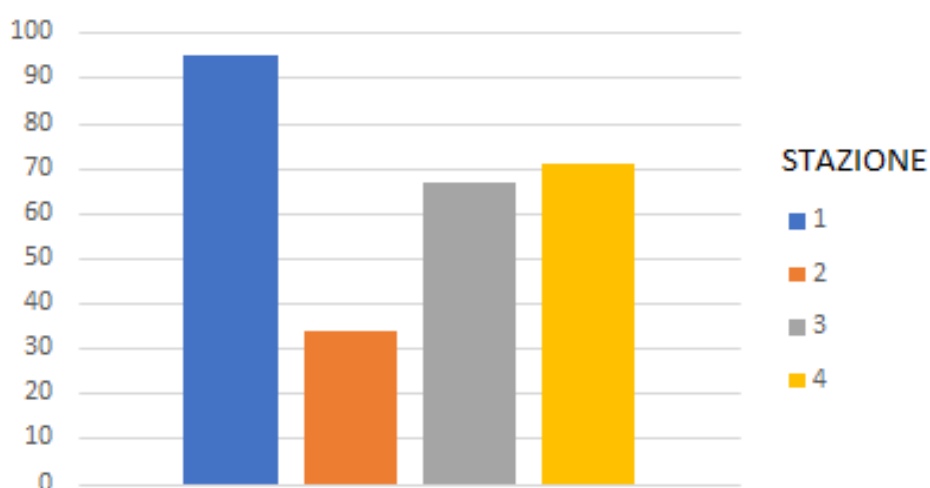


Figura 3.5: Numero totale di esemplari catturati nella terza settimana di campionamento per ogni stazione

Nella quarta settimana di campionamento, non c'è stata una differenza rilevante sul numero di catture totali rispetto alla terza, infatti sono stati rimossi 257 esemplari. Si è riscontrato però una diminuzione delle catture dal primo giorno rispetto all'ultimo nelle stazioni tre e quattro, come già visto nelle settimane di pesca precedenti, mentre nelle altre due si hanno dei picchi rispettivamente nel giorno 3 (S1) e nel giorno 2 (S3).

Anche in questo caso continuano ad esserci delle differenze rilevanti nel numero di catture tra le varie stazioni. Sono stati catturati 93 esemplari nella prima stazione, 33 nella seconda, 65 nella terza e 66 nella quarta. Questo è evidenziato in figura 3.6 sotto riportata.

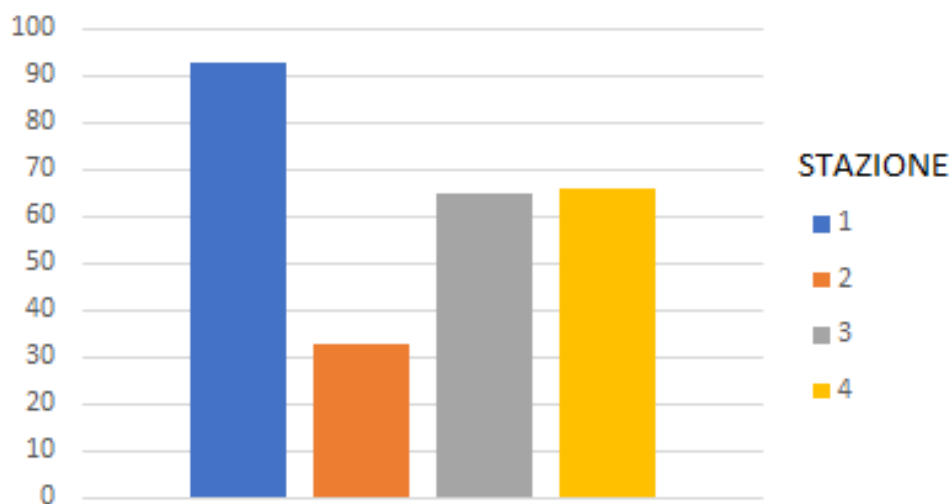


Figura 3.6 : Numero totale di esemplari catturati nella quarta settimana di campionamento per ogni stazione

La quinta settimana di campionamento, vede una drastica riduzione delle catture, con un totale di solo 40 esemplari rimossi. Questo può essere dovuto alla forte diminuzione delle temperature che ha inibito l'attività del *Procambarus clarkii*.

Sono state effettuate 8 catture nella prima stazione, 9 nella seconda, 7 nella terza e 16 nella quarta.

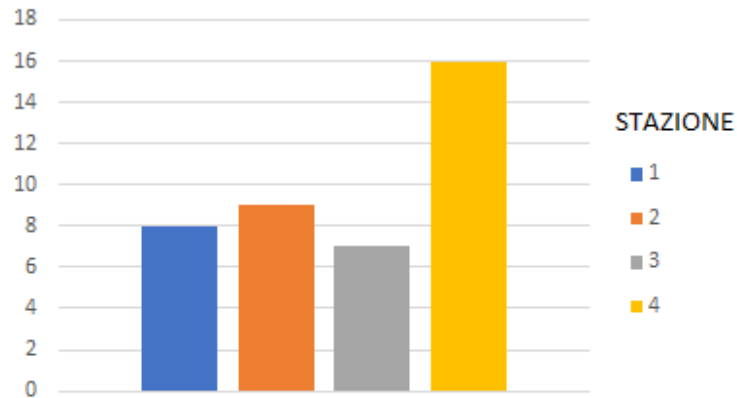


Figura 3.7: Numero totale di esemplari catturati nella quinta settimana di campionamento per ogni stazione

In tutte le stazioni, analizzando complessivamente tutte le settimane di campionamento, si nota una diminuzione delle catture dal primo giorno rispetto all'ultimo, con l'eccezione della terza stazione, dove si nota un picco nella seconda giornata di pesca. In particolare, cumulando i dati di tutte le stazioni, le CPUE medie differiscono in modo statisticamente significativo fra le sessioni di cattura (Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ), con un trend decrescente.

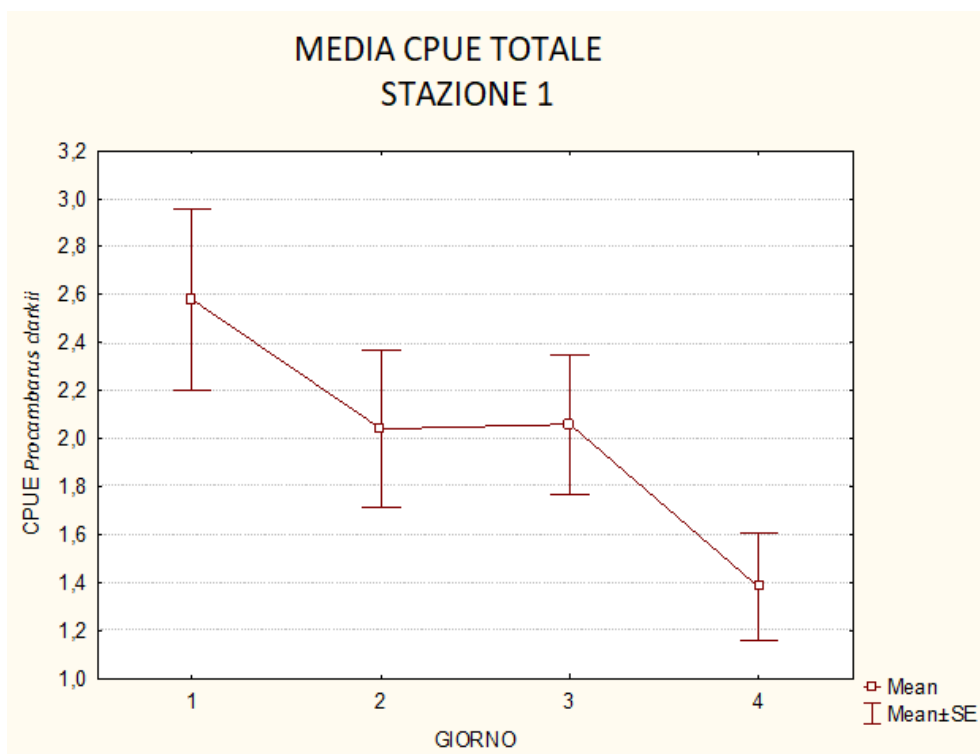


Figura 3.8: Media delle catture nella prima stazione durante le cinque settimane di campionamento

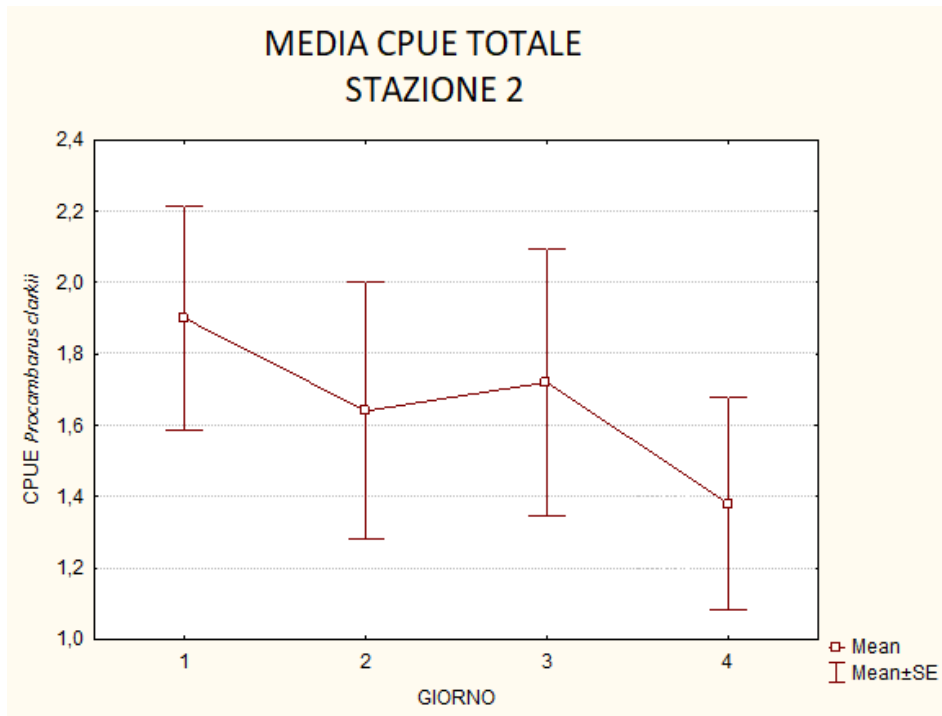


Figura 3.9: Media delle catture nella seconda stazione durante le cinque settimane di campionamento

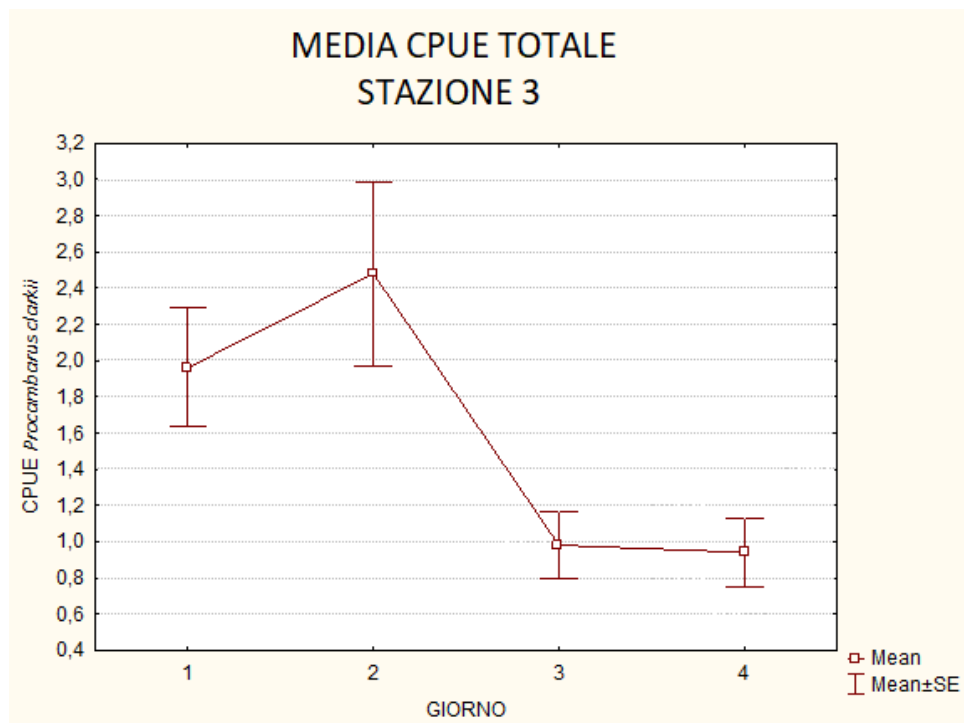


Figura 3.10: Media delle catture nella terza stazione durante le cinque settimane di campionamento

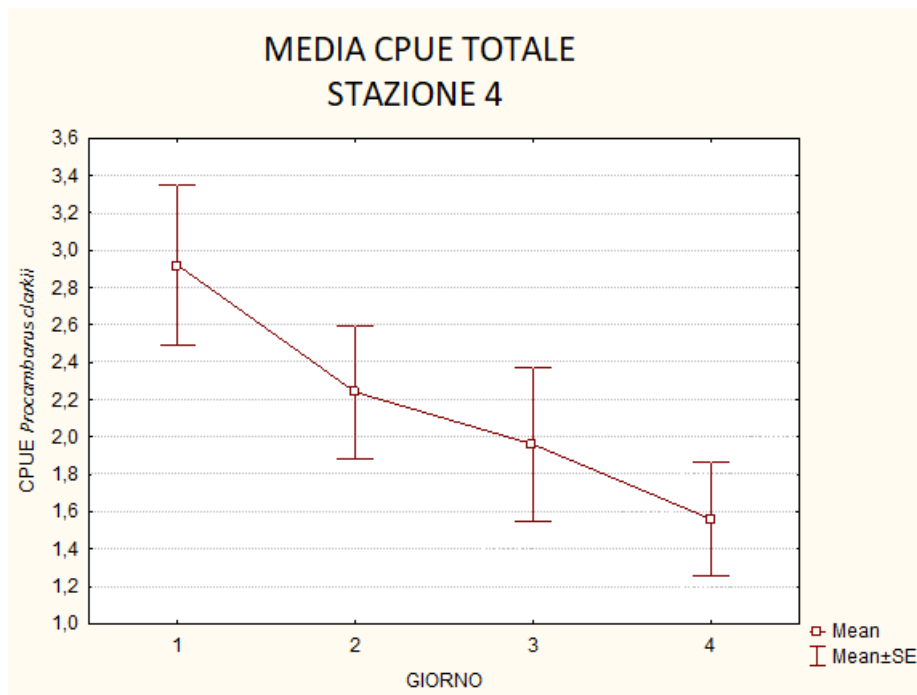


Figura 3.11: Media delle catture nella quarta stazione durante le cinque settimane di campionamento (Kruskal-Wallis Test, Chi-Square = 12,44096 df = 3 p = ,0060)

Nonostante si abbiano delle notevoli differenze sul numero di catture tra le varie stazioni nelle singole settimane di pesca, queste non si notano se si considera l'intera durata del campionamento. Sono infatti stati prelevati 403 esemplari nella prima stazione, 332 nella seconda, 321 nella terza e 431 nella quarta. Di seguito i dati sono riportati in figura 3.12.

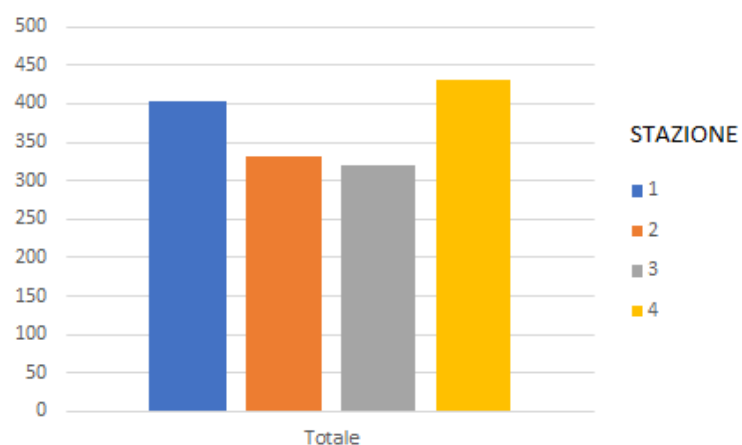


Figura 3.12: Numero totale di esemplari catturati in tutta la durata del campionamento per ogni stazione

Come si può osservare in figura 3.13, le catture totali sono diminuite sensibilmente nell'arco delle cinque settimane di campionamento.

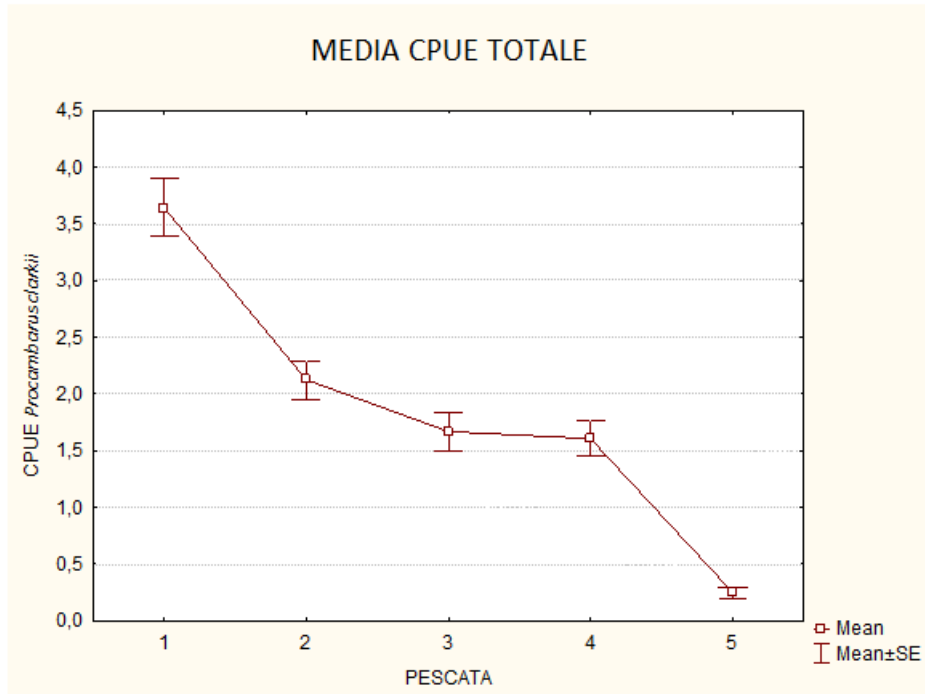


Figura 3.13: Media delle catture totali durante le cinque settimane di campionamento (Kruskal-Wallis Test, Chi-Square = 154,6822  $df = 4$   $p < 0.01$ )

### 3.2 Analisi morfometriche

Le analisi sulla morfometria degli esemplari catturati è basata su due parametri: lunghezza del cefalo-torace e peso. Sono state prese in considerazione le singole stazioni durante le cinque settimane di campionamento, per constatare un eventuale cambiamento della misura degli esemplari con la diminuzione di individui catturati.

Nella prima stazione si può notare un leggero aumento della misura del cefalo-torace e del peso (figura 3.14 e 3.15). Infatti la media nell'ultima settimana di pesca del cefalo-torace è di 4,022 cm (Tabella 3.1) e il peso medio si attesta sui 13,015 grammi (Tabella 3.2).

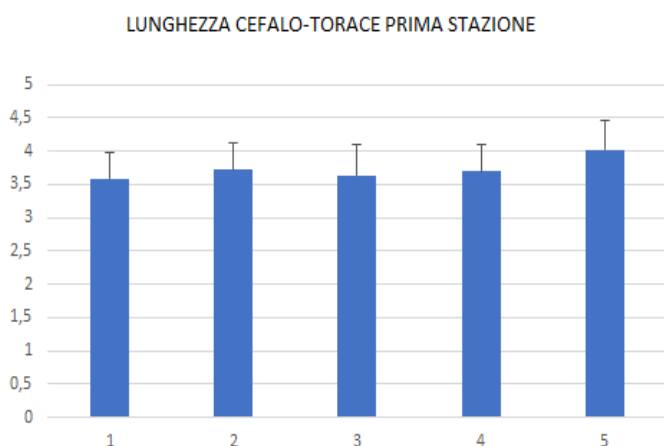


Figura 3.14: Media delle lunghezze del cefalo-torace nella prima stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESCATATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	3,590163	0,39338169
2	3,714762	0,411355316
3	3,63	0,479529912
4	3,690215	0,415016968
5	4,0225	0,43087121

TABELLA 3.1: Valori medi e deviazione standard della lunghezza del cefalo torace nella prima stazione durante le cinque pescate del campionamento

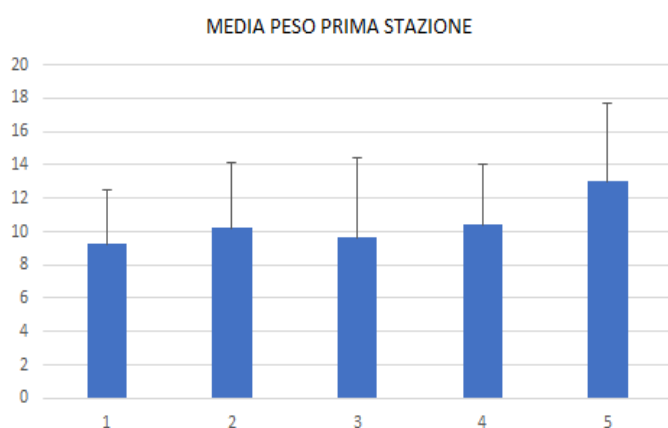


Figura 3.15: Media del peso nella prima stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESCATATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	9,243333	3,25990965
2	10,22488	3,889152506
3	9,655579	4,780975979
4	10,39151	3,642619383
5	13,015	4,718952668

TABELLA 3.2: Valori medi e deviazione standard del peso nella prima stazione durante le cinque pescate del campionamento

Di seguito (Tabella 3.3 e 3.4) sono riportati i risultati della lunghezza del cefalo-torace e del peso nella prima stazione, suddivisi nei quattro giorni effettivi di pesca:

PRIMA STAZIONE LUNGHEZZA CEFALO-TORACE																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	4,25	2,77	3,567727	0,392581579	4,23	2,63	3,565625	0,373863331	4,1	2,65	3,537273	0,381740149	4,29	2,83	3,7076	0,428721743
2	4,93	2,98	3,616923	0,445625576	4,41	2,98	3,652609	0,372390526	4,52	3,44	3,952381	0,312904215	4,23	2,95	3,642143	0,436228214
3	4,91	2,82	3,5825	0,455326414	4,1	2,86	3,542593	0,350336021	5,91	3,22	3,933	0,646041387	3,99	2,96	3,464167	0,266985132
4	4,6	3,07	3,8015	0,412633073	4,45	2,93	3,582353	0,38641832	4,97	2,83	3,684359	0,439304443	4,56	3,26	3,680588	0,390504011
5	4,09	3,56	3,866667	0,274651294	4,05	3,72	3,836667	0,185022521	4,97	4,97	4,97	/	4,1	4,1	4,1	/

TABELLA 3.3: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard della lunghezza del cefalo-torace degli individui catturati nella prima stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

PRIMA STAZIONE PESO																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	15,41	3,86	9,137045	3,141596824	16,76	2,86	8,955625	3,348795583	13,26	3,56	8,835	2,81706492	15,31	3,42	10,158	3,708500371
2	22,34	4,44	9,091154	4,071726245	17,29	4,99	9,893913	3,32650887	21,61	6,61	12,24619	3,515201952	16,33	4,37	9,842143	4,174807556
3	19,58	4,55	8,982222	3,640450609	13,32	3,11	8,626296	2,967170561	39,91	6,54	12,8365	7,732621449	13,71	5,5	8,69	2,360924318
4	19,88	2,4	10,616	3,980829588	18,22	5,04	10,09706	3,485611074	24,04	4,67	10,48744	3,804006695	17,81	6,75	10,20176	3,277793151
5	12,64	8,66	11,19	2,198840604	11,79	9	10,70333	1,493731346	23,62	23,62	23,62	/	14,82	14,82	14,82	/

TABELLA 3.4: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard del peso degli individui catturati nella prima stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

Come nella prima stazione, anche nella seconda si può notare un leggero aumento della taglia degli esemplari catturati (Figura 3.16 e 3.17).



Figura 3.16: Media delle lunghezze del cefalo-torace nella seconda stazione durante le cinque pescate del campionamento

CEFALO-TORACE SECONDA STAZIONE		
PESCATATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	3,69458	0,397761543
2	3,698	0,394326703
3	3,700294	0,348794333
4	3,785758	0,416323419
5	3,93	0,609220814

TABELLA 3.5: Valori medi e deviazione standard del peso nella seconda stazione durante le cinque pescate del campionamento

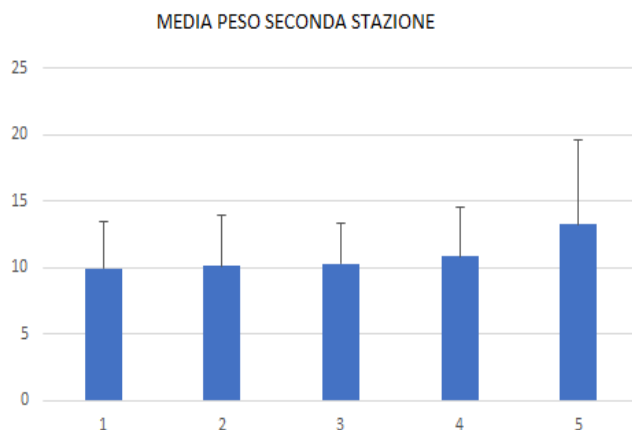


Figura 3.17: Media del peso nella seconda stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESO SECONDA STAZIONE		
PESCATATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	9,917405	3,527105064
2	10,1072	3,818056548
3	10,28353	3,008146396
4	10,84848	3,696877163
5	13,23889	6,341185702

TABELLA 3.6: Valori medi e deviazione standard del peso nella seconda stazione durante le cinque pescate del campionamento

Nelle due tabelle sottostanti, 3.7 e 3.8, sono riportati i valori della lunghezza del cefalo-torace e del peso nella seconda stazione, suddivisi nei quattro giorni effettivi di pesca:

SECONDA STAZIONE LUNGHEZZA CEFALO-TORACE																
PESCATÀ	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	4,25	2,86	3,656341	0,359762117	4,39	2,85	3,6464	0,418876274	4,58	2,93	3,776111	0,43181529	4,46	3,01	3,688966	0,391666265
2	4,28	3,07	3,655714	0,378930547	4,59	2,95	3,727619	0,386502829	4,42	2,85	3,706	0,414259622	4,46	3,04	3,686	0,418847625
3	4,17	3,14	3,701818	0,340200476	3,99	3,31	3,596667	0,233809039	4,5	2,79	3,66	0,440749362	4,16	3,42	3,875	0,27420795
4	4,14	3,22	3,722308	0,340713806	4,22	3,05	3,6075	0,455843018	4,1	3,46	3,77	0,28169132	4,7	3,41	4,118571	0,465167661
5	5,13	3,61	4,37	1,074802307	4,77	4,77	4,77	/	3,69	3,4	3,54	0,118602979	4,02	3,68	3,85	0,240416306

TABELLA 3.7: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard della lunghezza del cefalo-torace degli individui catturati nella seconda stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

SECONDA STAZIONE PESO																
PESCATÀ	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	14,95	3,78	9,452683	3,101635072	17,2	3,75	9,3444	3,622047165	20,44	4,47	10,78806	4,128518807	16,88	5,21	9,987586	3,142654309
2	16,17	3,5	9,316786	3,421692297	20,24	5	10,59857	3,532623271	20,24	3,62	10,05933	4,191142494	19,28	4,42	10,2244	4,293378701
3	13,18	5,96	10,12364	2,295361726	12,55	6,82	9,531667	2,423290463	20,28	3,9	10,22818	4,209396199	15,48	8,55	11,43	2,357261123
4	14,38	5,83	10,17769	2,700191826	15,38	6,09	9,785	3,317576568	15,16	7,21	10,332	3,254154268	20,14	4,79	13,67857	5,134021908
5	24,46	9,2	16,83	10,79044948	23,09	23,09	23,09	/	10,04	7,35	9,1	1,193621939	15,18	10,82	13	3,082985566

TABELLA 3.8: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard del peso degli individui catturati nella seconda stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

Nella terza stazione, a differenza delle precedenti, non si nota alcun andamento particolare, non si riscontrano aumenti della taglia nelle ultime settimane di campionamento (Figura 3.78 e 3.19).

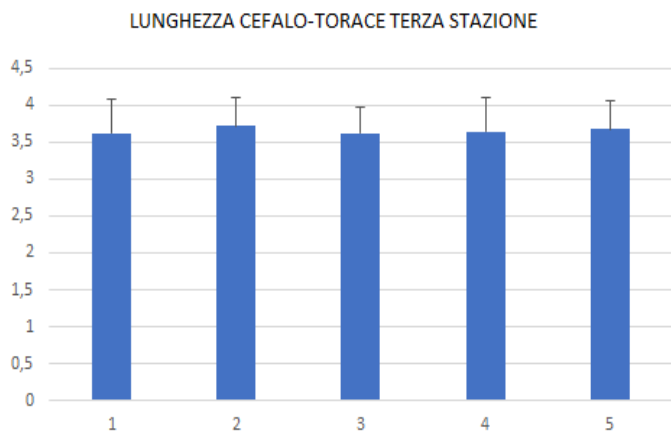


Figura 3.18: Media delle lunghezze del cefalo-torace nella terza stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	3,621986	0,453603382
2	3,71122	0,397027676
3	3,619104	0,349223083
4	3,638769	0,455053251
5	3,674286	0,373713667

TABELLA 3.9: Valori medi e deviazione standard del peso nella terza stazione durante le cinque pescate del campionamento

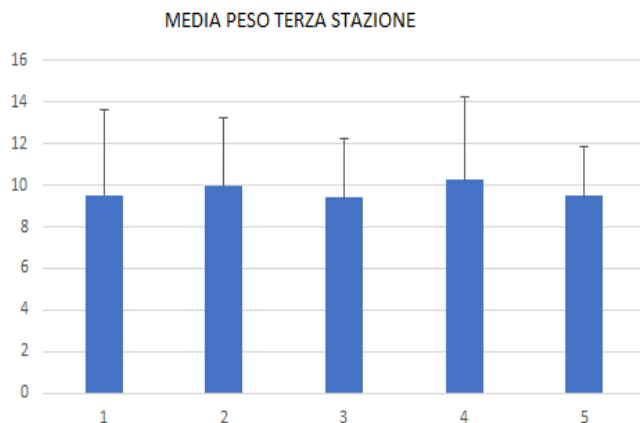


Figura 3.19: Media del peso nella terza stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	9,530709	4,073768989
2	9,933415	3,297602621
3	9,413731	2,83883877
4	10,23462	3,993890286
5	9,49	2,37915251

TABELLA 3.10: Valori medi e deviazione standard del peso nella terza stazione durante le cinque pescate del campionamento

Di seguito sono riportati i risultati della lunghezza del cefalo-torace e del peso nella terza stazione, suddivisi nei quattro giorni effettivi di pesca:

TERZA STAZIONE LUNGHEZZA CFALO-TORACE																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	4,47	2,69	3,539756	0,409655269	4,95	2,74	3,625738	0,448510346	4,28	2,89	3,684	0,359638708	4,84	2,5	3,714167	0,577588063
2	4,28	3,11	3,607273	0,365789308	4,65	3,08	3,727857	0,489335162	4,53	3,4	3,7975	0,35951356	4,32	3,33	3,73875	0,329780771
3	4,25	2,7	3,6475	0,387356633	4,11	2,82	3,62875	0,329744851	3,88	2,83	3,504167	0,30693376	4,08	3,33	3,664286	0,297313367
4	5,14	3,23	3,977778	0,593206915	4,5	2,85	3,595455	0,402795628	4,74	2,76	3,564615	0,526349304	3,87	3,12	3,573	0,280913193
5	4,05	3,13	3,596	0,403336088	/	/	/	/	4,07	4,07	4,07	/	3,67	3,67	3,67	/

TABELLA 3.11: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard della lunghezza del cefalo-torace degli individui catturati nella terza stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

TERZA STAZIONE PESO																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	17,71	1,17	8,478537	3,260403779	21,52	3,21	9,368361	3,787823993	16,56	4,39	10,45733	3,393307419	27,42	2,86	11,16167	5,719517057
2	13,35	4,84	8,842727	2,634479421	17,72	4,73	10,235	4,074126145	17,36	7,58	10,59	2,980239684	17,36	7,37	10,24875	3,139742653
3	16,49	3,35	9,496875	3,014022537	18,33	4,26	10,0275	3,116351499	12,04	3,87	8,4775	2,431909556	12,12	7,35	9,235714	1,9390965
4	26,54	7,27	13,37889	6,237588565	17,35	4,15	9,804545	3,241714526	20,9	4,42	9,693077	4,18766121	12,76	6,17	9,528	2,56059802
5	11,18	6,01	8,954	2,506278117	/	/	/	/	12,21	12,21	12,21	/	9,45	9,45	9,45	#DIV/0!

TABELLA 3.12: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard del peso degli individui catturati nella terza stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

Nella quarta stazione, come nella precedente, non si hanno andamenti particolari, la taglia media resta pressochè costante, con minime variazioni (Figura 3.20 e 3.21)

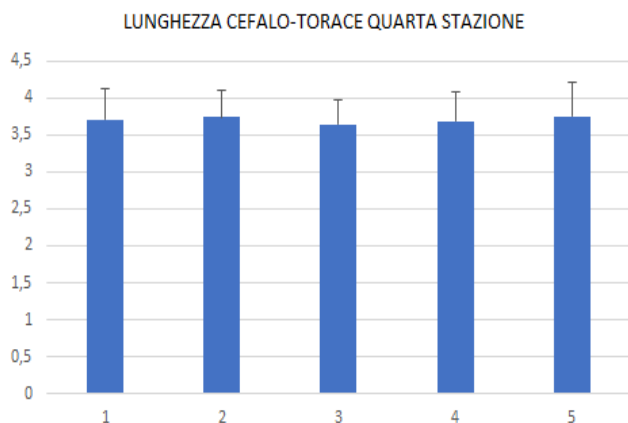


Figura 3.20: Media delle lunghezze del cefalo-torace nella quarta stazione durante le cinque pescate del campionamento

CEFALO-TORACE QUARTA STAZIONE		
PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	3,708617	0,409048985
2	3,732333	0,371205295
3	3,641972	0,321636972
4	3,683333	0,386886321
5	3,74375	0,460258985

TABELLA 3.13: Valori medi e deviazione standard del peso nella quarta stazione durante le cinque pescate del campionamento

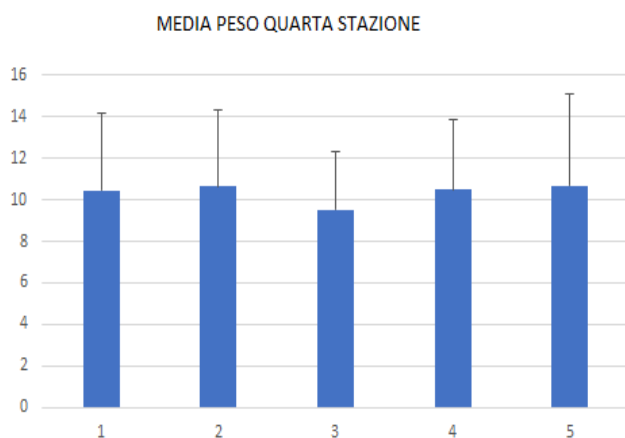


Figura 3.21: Media del peso nella quarta stazione durante le cinque pescate del campionamento

PESO QUARTA STAZIONE		
PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	10,43872	3,737957558
2	10,64478	3,64641712
3	9,527183	2,797959043
4	10,48091	3,344779504
5	10,67375	4,383330355

TABELLA 3.14: Valori medi e deviazione standard del peso nella quarta stazione durante le cinque pescate del campionamento

Sono sotto riportati, nella tabella 15 e 16, i risultati della lunghezza del cefalo-torace e del peso nella quarta stazione, suddivisi nei quattro giorni effettivi di pesca:

QUARTA STAZIONE LUNGHEZZA CEFALO -TORACE																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	4,36	2,69	3,728	0,338767273	4,65	2,67	3,677021	0,381005049	4,78	2,78	3,813208	0,430311933	4,34	2,57	3,576316	0,466403265
2	4,15	3,06	3,5396	0,265949243	4,31	3,24	3,743333	0,308170782	4,86	3	3,864167	0,446444083	4,53	3,25	3,829286	0,39536671
3	4,06	2,8	3,572432	0,255412579	4,14	3,12	3,71	0,350491718	4,11	3,13	3,70375	0,32557367	4,57	3,04	3,729375	0,421702403
4	4,59	3,16	3,657143	0,296008723	4,18	2,61	3,642917	0,447568107	4,69	2,85	3,788889	0,521834371	4,12	3,42	3,834	0,276369318
5	4,17	2,99	3,645	0,524623675	4,23	3,56	3,98	0,300776772	3,98	3,2	3,485	0,342296168	4,53	3,64	4,085	0,629325035

TABELLA 3.15: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard della lunghezza del cefalo-torace degli individui catturati nella quarta stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

QUARTA STAZIONE PESO																
PESCATO	GIORNO 1				GIORNO 2				GIORNO 3				GIORNO 4			
	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD	MASSIMO	MINIMO	MEDIA	DEV STANDARD
1	18,84	3,75	10,289	2,953458194	18,33	3,36	9,979787	3,334186877	24,08	3,69	11,44264	4,167844467	22,32	3,26	9,803158	4,321395611
2	14,53	6,19	8,5536	2,035237251	16,64	7,75	10,98111	2,707551169	22,39	4,16	11,68875	4,308913222	23,62	6,34	11,94071	4,837970751
3	15,32	4,02	8,752162	2,164551705	14,32	5,54	9,983	3,254262333	13,21	5,97	10,2875	2,907638954	18,33	5,98	10,65438	3,42132327
4	17,92	6,31	10,01786	2,523500445	19,99	3,43	10,46417	4,073571146	20,49	6,79	11,46444	3,81995128	15,62	7,66	11,384	3,084684749
5	13,42	5,14	9,036667	3,481750518	15,15	9,14	12,3875	2,574197286	12,35	5,57	8,655	2,790430074	22,49	9,9	16,195	8,902474375

TABELLA 3.16: Valori di massimo, minimo, media e deviazione standard del peso degli individui catturati nella quarta stazione, suddivisi per i giorni di pesca e per le cinque settimane di campionamento

In figura 3.22 e 3.23 sono rappresentati il peso e la lunghezza medi degli esemplari catturati in tutte le stazioni in relazione alle cinque settimane di campionamento. Si può notare un lieve innalzamento della taglia media, come già riscontrato nella prima e nella seconda stazione.

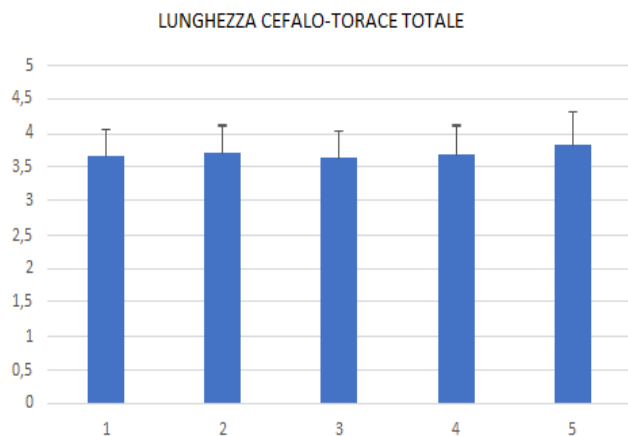


Figura 3.22: Media delle lunghezze totali del cefalo-torace durante le cinque pescate del campionamento

CEFALO-TORACE TOTALE		
PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	3,65952	0,416470742
2	3,712824	0,391490946
3	3,639401	0,392998422
4	3,687704	0,418559404
5	3,82925	0,479301776

TABELLA 3.17: Valori medi e deviazione standard total della lunghezza del cefalo-torace durante le cinque pescate del campionamento

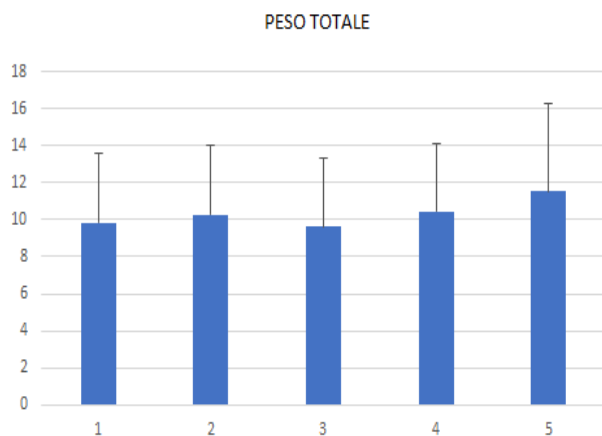


Figura 3.23: Media del peso totale durante le cinque pescate del campionamento

PESO TOTALE		
PESCATA	MEDIA	DEV.STANDARD
1	9,849777	3,701806857
2	10,25762	3,724310302
3	9,640712	3,650921073
4	10,43346	3,652209529
5	11,512	4,762309395

TABELLA 3.18: Valori medi e deviazione standard totali del peso durante le cinque pescate del campionamento

### 3.3 Sex ratio e dimorfismo sessuale

Nell'intera durata del campionamento, sono stati catturati 719 esemplari femmina e 768 esemplari maschi. Sono sotto riportati i dati delle catture degli esemplari di sesso diverso nelle diverse stazioni, suddivisi per le varie settimane di campionamento.

Durante la prima pescata, sono stati prelevati complessivamente 301 esemplari femmina e 282 esemplari maschio. In tabella 3.19 sono riportati i dati relativi a tutte le stazioni.

PRIMA SETTIMANA				
STAZIONE	FEMMINE	MASCHI	TOTALE	SEX RATIO
1	55	68	123	1,236363636
2	76	55	131	0,723684211
3	74	67	141	0,905405405
4	96	92	188	0,958333333
TOTALE	301	282	583	0,936877076

Tabella 3.19: Catture di maschi e femmine e sex ratio nelle quattro stazioni nella prima settimana di campionamento

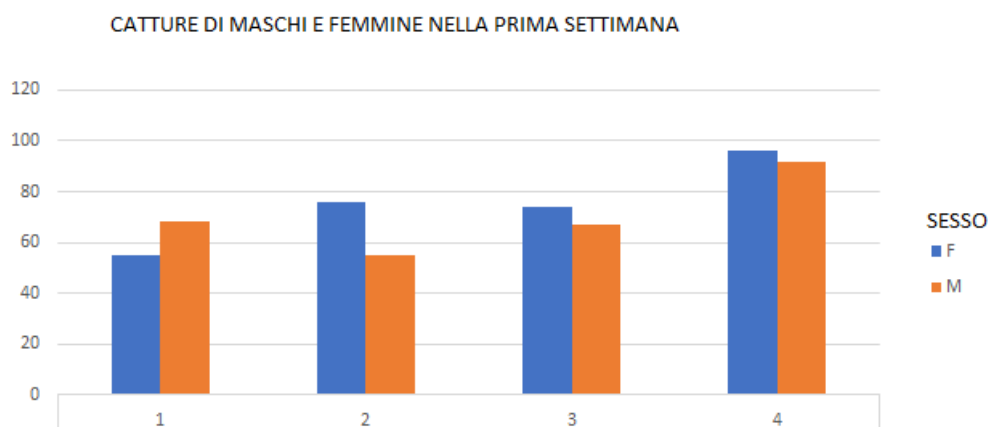


Figura 3.24: Catture di maschi e femmine nelle quattro stazioni nella prima settimana di campionamento

Nella seconda pescata, le femmine catturate sono state 178, mentre i maschi 162. Sotto è riportato il grafico e la tabella relativa alla seconda settimana di campionamento.

SECONDA SETTIMANA				
STAZIONE	FEMMINE	MASCHI	TOTALE	SEX RATIO
1	47	37	84	0,787234
2	65	60	125	0,923077
3	21	20	41	0,952381
4	45	45	90	1
TOTALE	178	162	340	0,910112

Tabella 3.20: Catture di maschi e femmine e sex ratio nelle quattro stazioni nella seconda settimana di campionamento

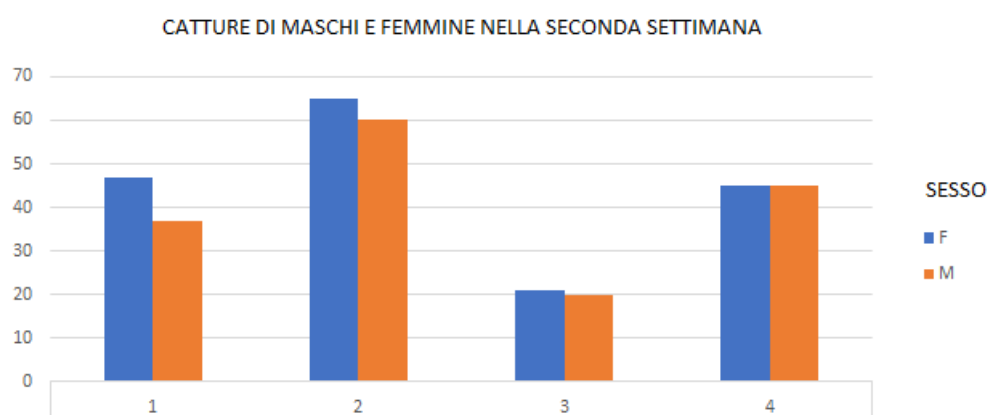


Figura 3.25: Catture di maschi e femmine nelle quattro stazioni nella seconda settimana di campionamento

Nella terza settimana, sono stati prelevati 145 maschi e 122 femmine. Sono stati quindi catturati più maschi, un' inversione di tendenza rispetto alle due precedenti pescate.

TERZA SETTIMANA				
STAZIONE	FEMMINE	MASCHI	TOTALE	SEX RATIO
1	50	45	95	0,9
2	16	18	34	1,125
3	27	40	67	1,481481481
4	29	42	71	1,448275862
TOTALE	122	145	267	1,18852459

Tabella 3.21: Catture di maschi e femmine e sex ratio nelle quattro stazioni nella terza settimana di campionamento

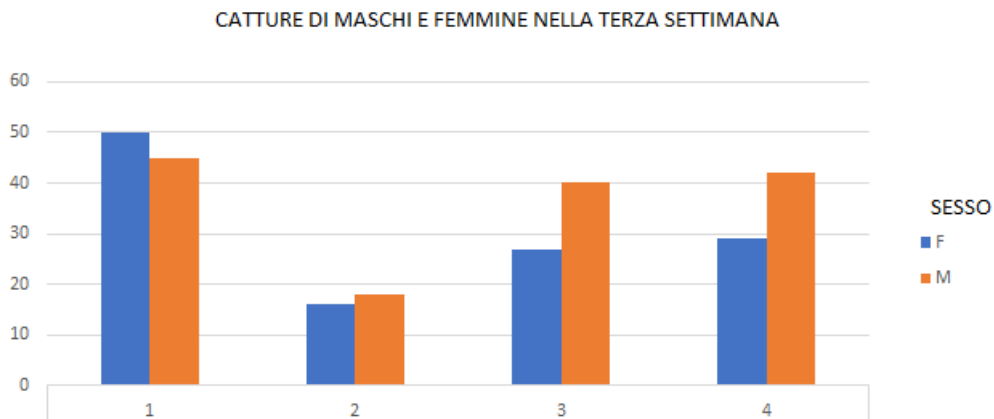


Figura 3.26: Catture di maschi e femmine nelle quattro stazioni nella terza settimana di campionamento

Nella quarta settimana, si contano 101 esemplari femmina catturati e 156 esemplari maschi. Si conferma quindi la tendenza riscontrata nella terza stazione.

QUARTA SETTIMANA				
STAZIONE	FEMMINE	MASCHI	TOTALE	SEX RATIO
1	31	62	93	2
2	19	14	33	0,736842
3	27	38	65	1,407407
4	24	42	66	1,75
TOTALE	101	156	257	1,544554

Tabella 3.22: Catture di maschi e femmine e sex ratio nelle quattro stazioni nella quarta settimana di campionamento

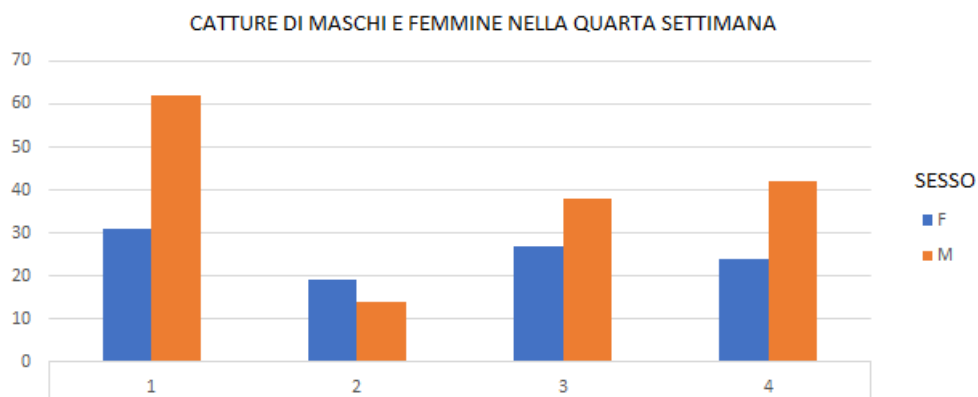


Figura 3.27: Catture di maschi e femmine nelle quattro stazioni nella quarta settimana di campionamento

Nella quinta settimana di campionamento sono state catturate 17 femmine e 23 maschi. Nonostante il numero esiguo di catture rispetto alle settimane precedenti, si vede una leggera diminuzione della sex ratio rispetto alla settimana precedente.

TERZA SETTIMANA				
STAZIONE	FEMMINE	MASCHI	TOTALE	SEX RATIO
1	3	5	8	1,666666667
2	3	6	9	2
3	4	3	7	0,75
4	7	9	16	1,285714286
TOTALE	17	23	40	1,352941176

Tabella 3.23: Catture di maschi e femmine e sex ratio nelle quattro stazioni nella quinta settimana di campionamento

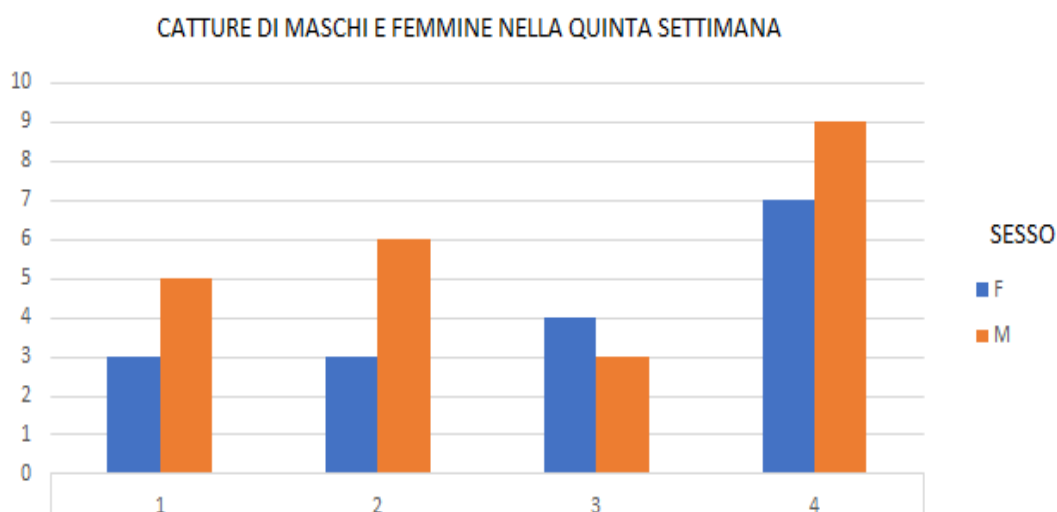


Figura 3.28: Catture di maschi e femmine nelle quattro stazioni nella quinta settimana di campionamento

La sex ratio totale si attesta quindi su un valore di 1,068150209, mostrando così una popolazione con un rapporto M/F quasi unitario.

In Figura 3.29 e nella tabella 3.24, si può osservare la tendenza della sex ratio nella varie settimane di campionamento.

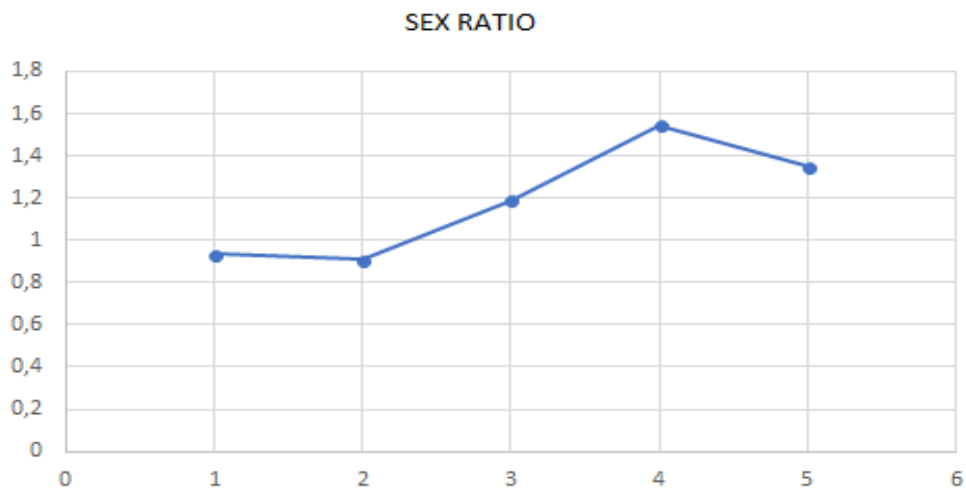


Figura 3.29: Sex ratio nelle cinque settimane di campionamento

PESCATATA	MASCHI	FEMMINE	SEX RATIO
1	282	301	0,936877076
2	162	178	0,91011236
3	145	122	1,18852459
4	156	101	1,544554455
5	23	17	1,352941176

Tabella 3.24: Sex ratio nelle cinque settimane di campionamento

Come si può notare, I maschi sono più numerosi nelle classi di taglia più piccole, mentre in quelle più grandi le femmine risultano essere in numero maggiore (Figura 3.30)

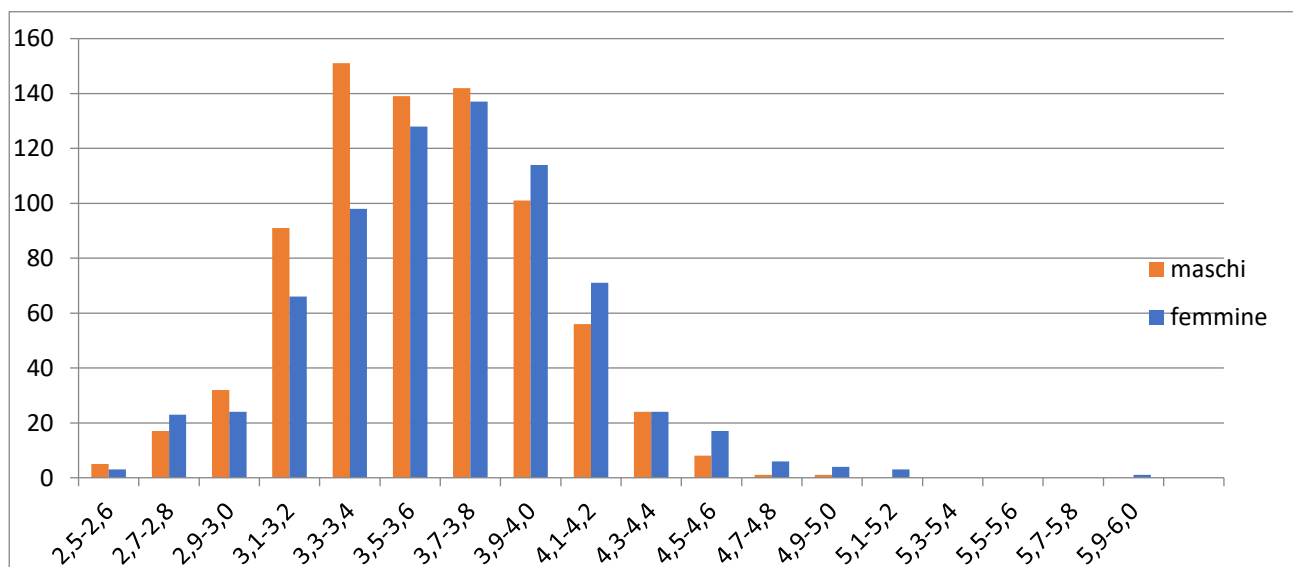


Figura 3.30: Distribuzione per classi di taglia per individui maschi e femmine

Questo fenomeno si può riscontrare in tutte le cinque pescate (Figura 3.31,3.32,3.33,3.34,3.35)

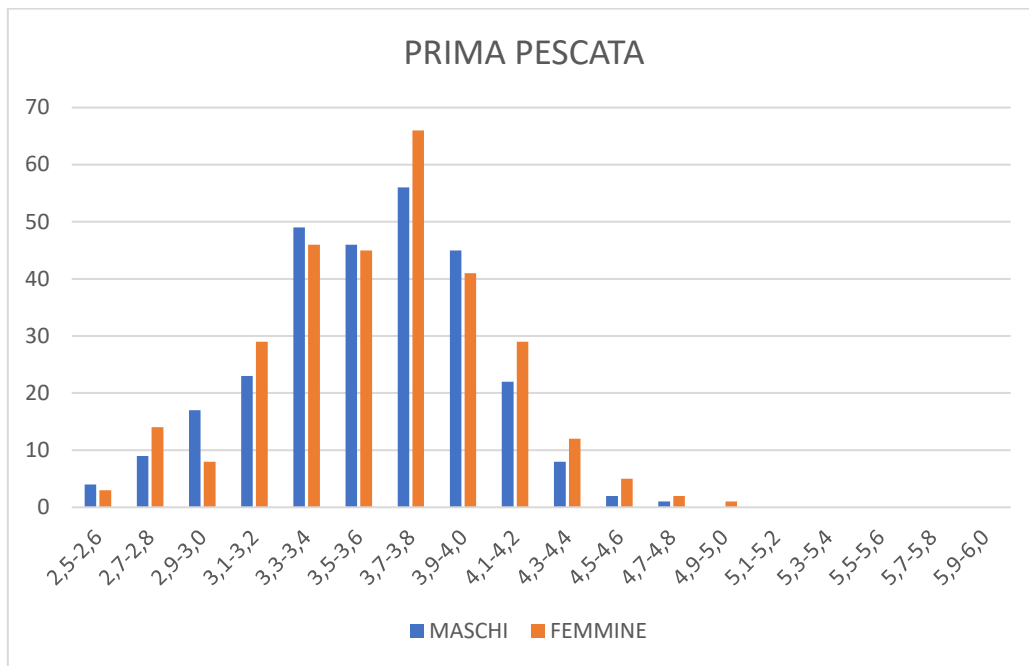


Figura 3.31: Distribuzione classi di taglia nella prima pescata

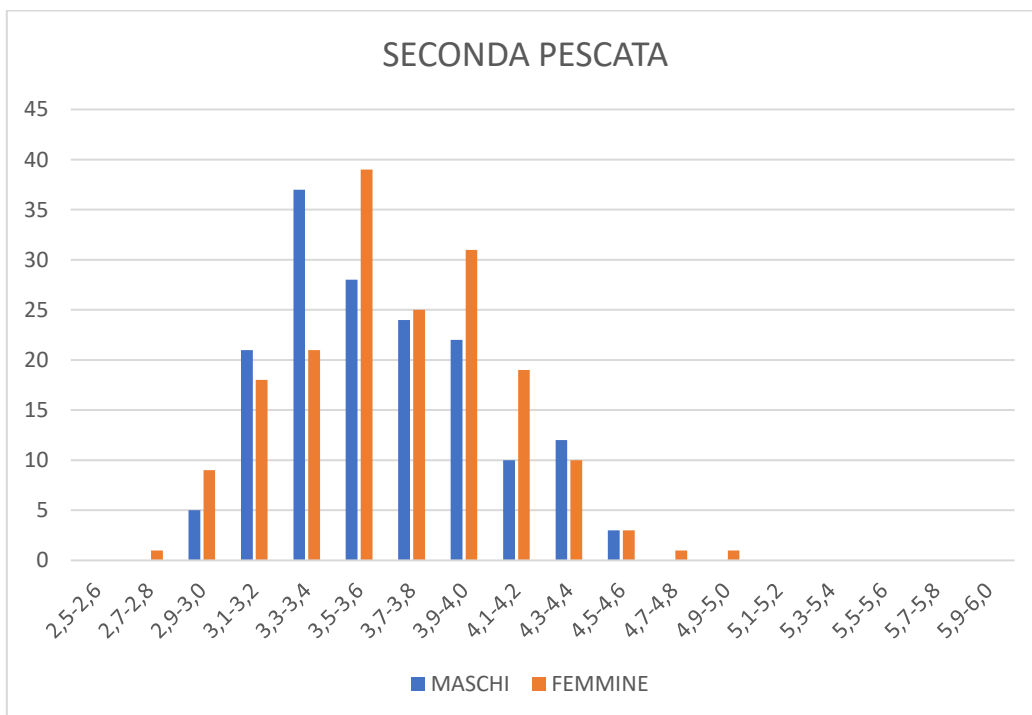


Figura 3.32: Distribuzione classi di taglia nella seconda pescata

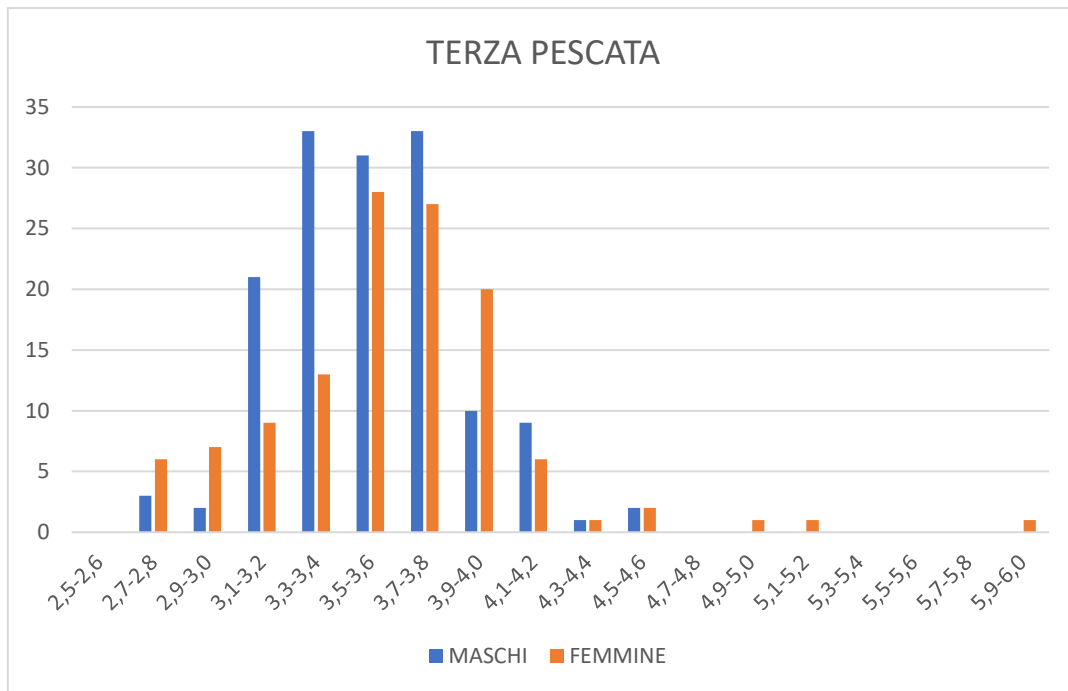


Figura 3.33: Distribuzione classi di taglia nella terza pescata

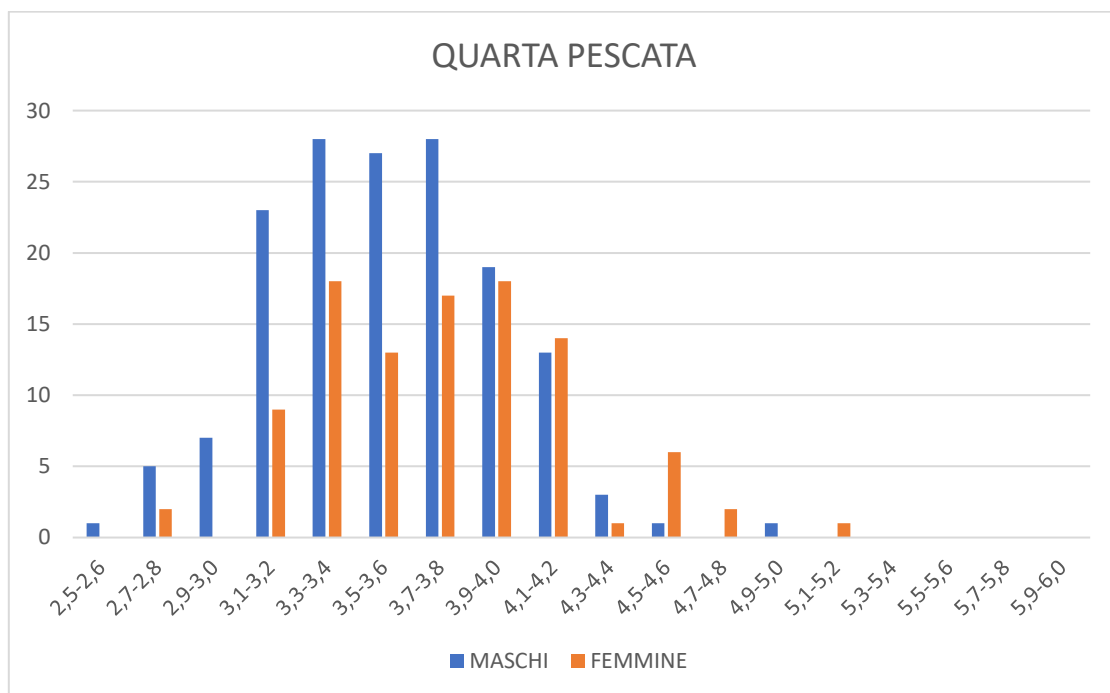


Figura 3.34: Distribuzione classi di taglia nella quarta pescata

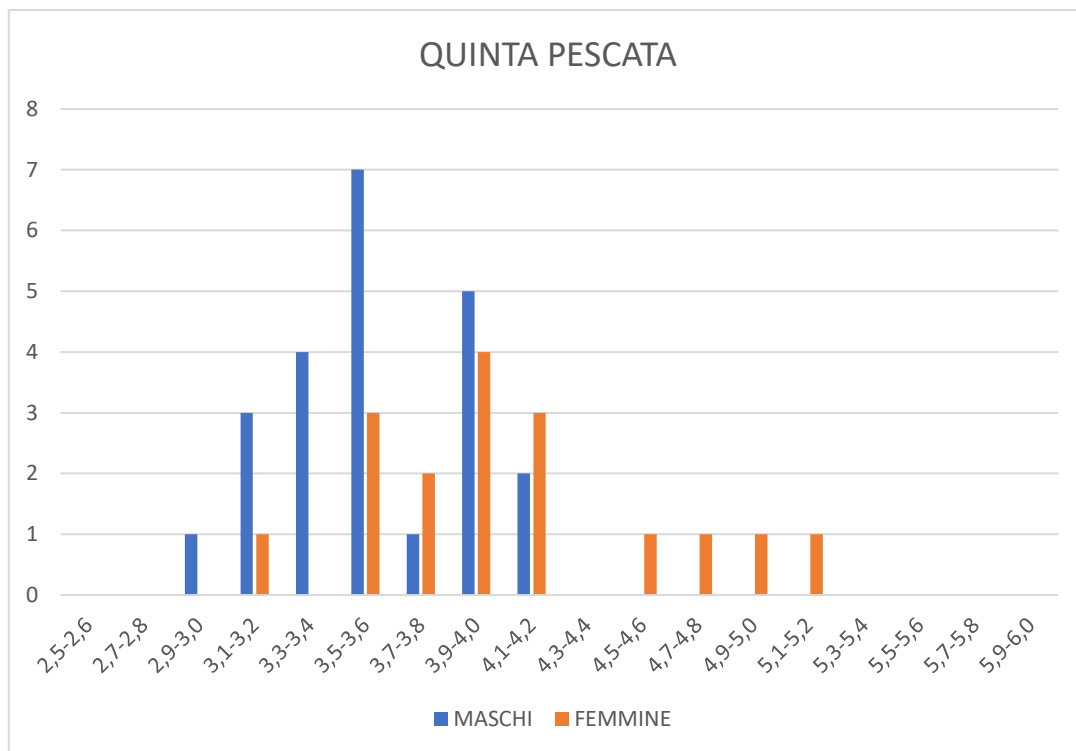


Figura 3.35: Distribuzione classi di taglia nella quinta pescata

### 3.4 Ricolonizzazione dei siti campionati

Come riportato nel capitolo 2.4, le pesche sono state effettuate a cadenza bisettimanale, per capire se, dopo lo sforzo di campionamento, l'area veniva ricolonizzata da nuovi esemplari di *Procambarus clarkii*.

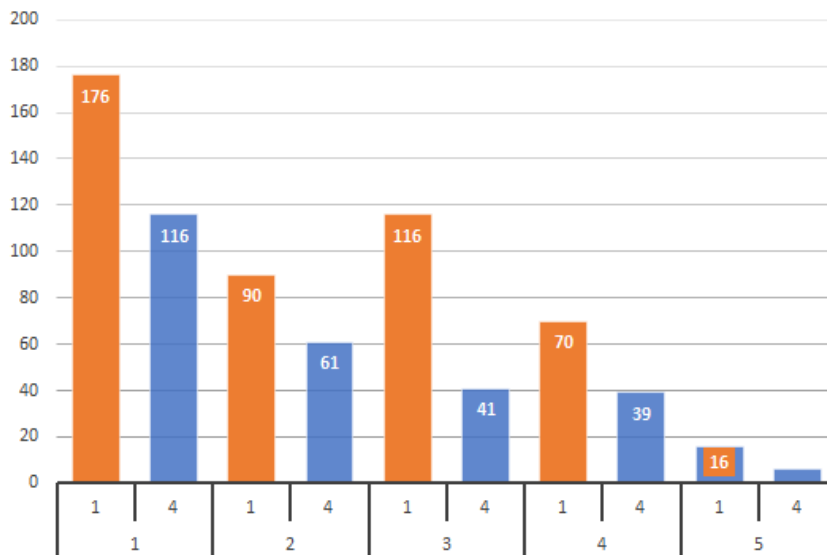


Figura 3.36: Numero di individui catturati nel primo e nell'ultimo giorno di campionamento nelle cinque pesche

La figura 3.36 suggerisce, tra la seconda e la terza settimana di pesca, come tra la terza e la quarta, un fenomeno di ricolonizzazione.

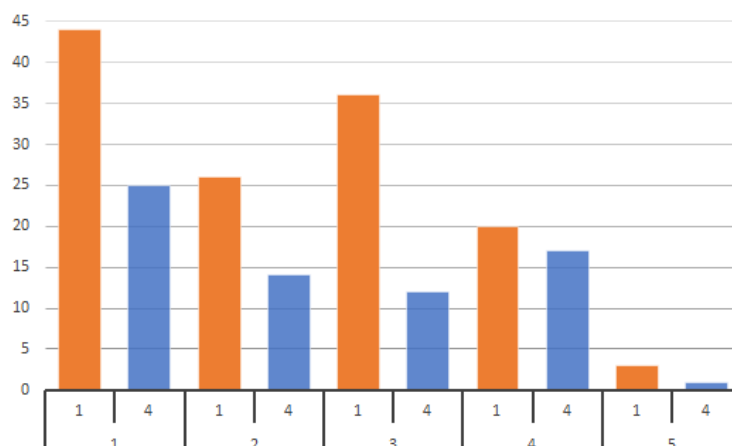


Figura 3.37: Numero di individui catturati nel primo e nell'ultimo giorno di campionamento nelle cinque pesche nella prima stazione

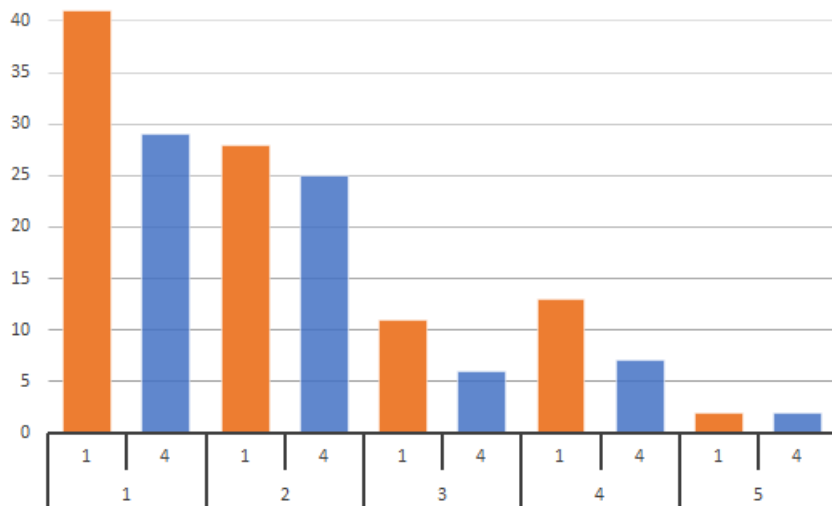


Figura 3.38: Numero di individui catturati nel primo e nell'ultimo giorno di campionamento nelle cinque pesche nella seconda stazione

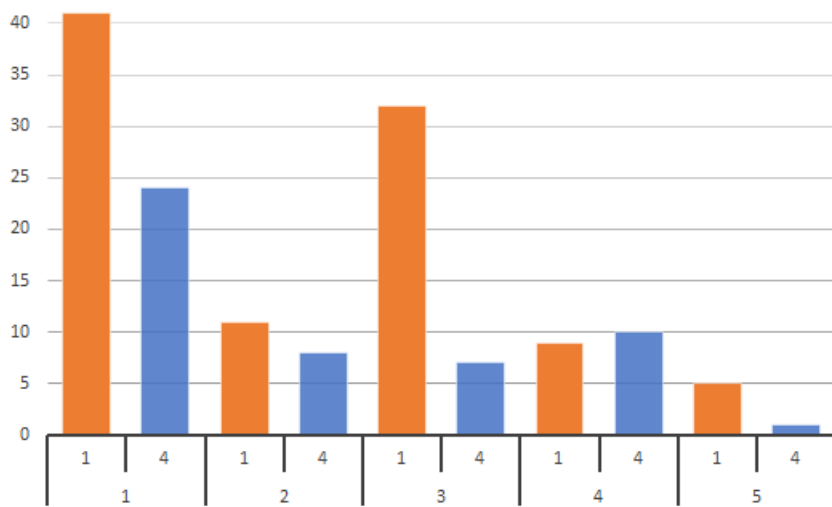
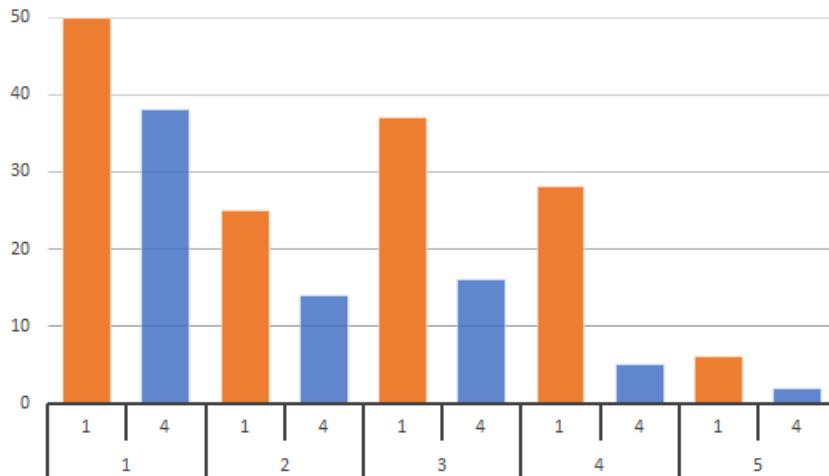


Figura 3.39: Numero di individui catturati nel primo e nell'ultimo giorno di campionamento nelle cinque pesche nella terza stazione



*Figura 3.40: Numero di individui catturati nel primo e nell'ultimo giorno di campionamento nelle cinque pesche nella quarta stazione*

Come si può notare nei grafici precedenti (Figura 3.37,3.38,3.39 e 3.40), questa tendenza, anche se non significativa, sembra confermata anche prendendo in esame le singole stazioni.

### 3.5 Parametri abiotici

La salinità è stata misurata più volte nel corso del campionamento, e si è rivelata un valore costante nelle varie stazioni, nonostante la variazione del flusso d'acqua dolce introdotto in Valle Averno (Figura 3.36).

STAZIONE	S1	S2	S3	S4
SALINITA'	4 ‰	1‰	4‰	1‰

Tabella 3.25: Salinità nelle quattro stazioni

L'ossigeno disciolto è stato rilevato in data 21/7/2017, nelle prime ore della mattina e nelle ore centrali del giorno (Tabella 3.26).

STAZIONE	ORARIO	T.ext	T.H2O	OD%	OD mg/l	SALINITA'
1	07:40	24,5	26,1	55	3,9	4‰
	12:30	33	29,5	75	5,7	4‰
2	08:00	26,8	27,4	43	3,4	1‰
	11:55	30,3	29,8	63	4,8	1‰
3	07:40	24,5	26,1	55	3,9	4‰
	12:30	33	29,5	75	5,7	4‰
4	08:15	26,2	26,8	47	3,7	1‰
	11:49	30,2	29,7	68	5	1‰

Tabella 3.26: Valori di ossigeno disciolto rilevati nelle quattro stazioni

In figura 3.41, è espresso un confronto tra i valori di temperatura dell'acqua, presi giornalmente e in ogni stazione, con il numero di catture. Questo per valutare un'eventuale correlazione tra la mobilità e l'attività di *P.carkii* e l'abbassamento delle temperature riscontrato nell'ultima settimana di pesca.

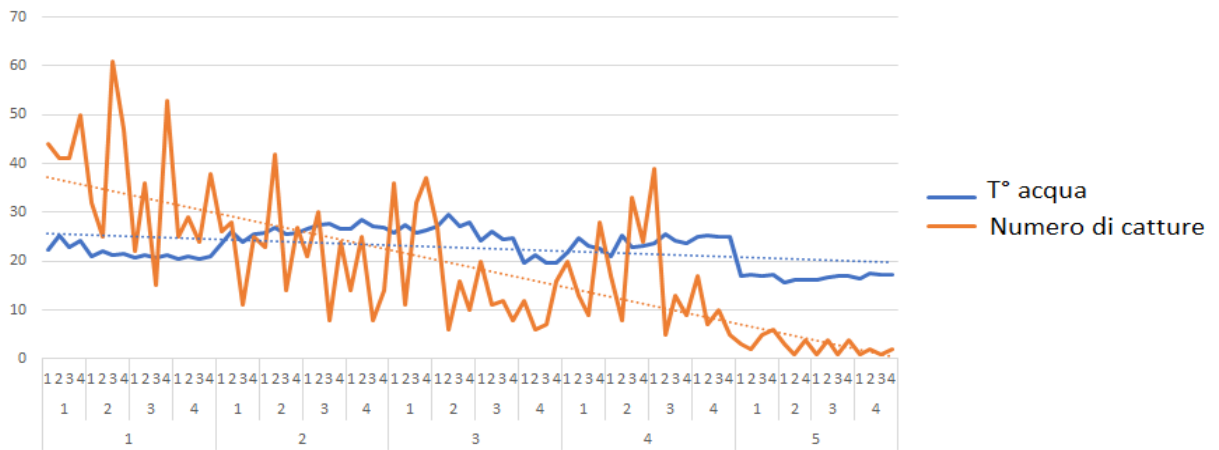


Figura 3.41: Confronto tra l'andamento del numero di catture e la temperatura dell'acqua nelle cinque settimane di campionamento, suddivise per i giorni di pesca e le stazioni.

#### 4.DISCUSSIONE

Sulla base dei risultati ottenuti dal campionamento, è possibile fare una valutazione sull'efficacia del trappolaggio intensivo nell'oasi di Valle Averno. Come riscontrato da simili azioni effettuate in alcune aree sia italiane che estere, focalizzati su *P.clarkii* e in generale su gamberi alloctoni d'acqua dolce, questo metodo, unito spesso ad elettropesca e metodi biologici, è efficace nel contenimento delle popolazioni di queste specie (D'Angelo et al., 2008; Milligan et al., 2017; Reid and Devlin, 2014). Durante il campionamento effettuato, si è verificata una significativa riduzione degli esemplari totali rimossi dalla prima alla quinta pescata. Si va infatti da 583 esemplari catturati nella prima settimana di pesca, ai 40 dell'ultima. Questo trend discendente è visibile anche prendendo in considerazione le singole stazioni. Il numero di esemplari catturati è simile tra i vari siti di campionamento, con S1 e S4 che presentano valori leggermente maggiori rispetto a S2 e S3. Si è vista anche una riduzione delle catture dal primo all'ultimo giorno di ogni pescata in tutte le stazioni, ad eccezione della terza stazione, dove si nota un picco nel secondo giorno. Questo denota l'efficacia del trappolaggio intensivo anche nel breve periodo. In altri contenimenti effettuati nel Ticino (Savini, 2007), non si è riscontrata nessuna diminuzione di catture dovuta allo sforzo di campionamento e l'autore ipotizza che il fatto sia dovuto ad una continua ricolonizzazione da parte di gamberi provenienti da areali vicini.

La ricolonizzazione da parte di nuovi esemplari nei siti sottoposti a pressione di pesca, è un fattore importante per pianificare una futura gestione. Data l'alta mobilità di *P.clarkii* (Gherardi e Barbaresi, 2000), potrebbero sorgere problemi se il contenimento non viene effettuato su larga scala ma su piccole aree, in quanto velocemente ricolonizzabili da zone vicine. Nel corso del campionamento effettuato in Valle Averno, si può notare un leggero aumento di catture dall'ultimo giorno della pescata rispetto al primo della pescata successiva (in particolare tra la seconda e la terza pescata e fra la terza e la quarta), che potrebbe suggerire un fenomeno riconducibile alla propensione di *P.clarkii* verso la migrazione e la mobilità (De Luise, 2010). Nelle due settimane di stop tra una pescata e l'altra, probabilmente, alcuni esemplari provenienti da areali adiacenti hanno avuto modo di raggiungere le zone campionate; nonostante le diversità morfologiche delle varie stazioni, non si sono riscontrate differenze visibili rispetto a questo fenomeno, probabilmente dovuto al fatto che *P.clarkii* può compiere spostamenti anche via terra (De Luise, 2010), potendo così raggiungere anche le stazioni ubicate nei laghi chiusi.

Per quanto riguarda l'andamento delle dimensioni degli individui in relazione allo sforzo di cattura, si può notare che non c'è una riduzione di dimensione col passare delle giornate di pesca, anzi, si verifica un leggero aumento di queste soprattutto nell'ultima settimana di campionamento. Anche questo potrebbe essere un indizio di una possibile ricolonizzazione delle zone campionate da parte di individui provenienti da areali adiacenti.

Nelle aree campionate, i dati suggeriscono la presenza di una popolazione ben strutturata, con individui in tutte le classi di taglia e una maggior concentrazione di individui nelle classi intermedie. Comparando i risultati con uno studio effettuato nel bosco di Mestre all'incirca nello stesso periodo (Zorzi, 2017), si notano delle differenze nelle taglie degli individui. Infatti, nell'areale del bosco di Mestre si denota una taglia media più elevata rispetto a quella di Valle Averno. Anche alcune popolazioni campionate nella bassa padovana denotano una dimensione degli esemplari maggiore di quelle oggetto di questo elaborato (Pietrobon, 2013). Altri studi effettuati in provincia di Vicenza (Rizzato, 2015), denotano delle differenze delle misure di *P.clarkii* in funzione di diverse aree di studio, della stagione in cui si effettuano le catture e della predazione da parte di animali, in special modo volatili.

Anche il dimorfismo sessuale risulta differente da altri campionamenti effettuati in Italia. Nell'oasi di valle Averno si denota una predominanza del sesso femminile nelle classi di taglia più grandi, mentre nella popolazione del bosco di Mestre avviene l'esatto contrario (Zorzi, 2017). In alcune popolazioni dell'Italia centrale (Chiesa et al., 2006), è stata rilevata una taglia media superiore per gli individui femmina, in accordo con i dati rilevati nello studio effettuato in Valle Averno.

La sex ratio totale risulta di poco superiore a 1, simile ad alcune popolazioni di *P.clarkii* in Piemonte e nell'Italia centrale (Chiesa et al., 2006; Delmastro, 2017, Gherardi et al, 1999), ma diversa dalla popolazione del bosco di Mestre (Zorzi, 2017), che presenta un valore molto elevato. Analizzando i dati su base temporale, si può notare un aumento della sex ratio nel tempo; infatti, il numero di maschi catturati aumenta progressivamente rispetto a quello delle femmine dalla prima all'ultima pescata, con un valore massimo superiore ad 1,5 nell'ultima settimana di campionamento. Questo potrebbe essere dovuto alla scarsa mobilità delle femmine nei periodi riproduttivi (Gherardi et al, 1999) e post riproduttivi (Savini, 2007).

La salinità influisce negativamente sulle popolazioni di *P.clarkii*; con valori superiori a 5 mg/L, infatti, viene inibita la sua attività riproduttiva, e in ambienti con valori superiori a 10 mg/L è raro riscontrare la presenza di questo decapode (Meineri et al., 2014). Nel corso del campionamento

effettuato, sono state riscontrate delle differenze di salinità nelle varie stazioni, ma ciò non ha comportato nessun trend visibile per quanto riguarda il numero delle catture e la dimensione degli esemplari in relazione a questo parametro. Come affermato in uno studio effettuato in Camargue (Meineri et al., 2014), infatti, la salinità influisce sulla probabilità della presenza di *P.clarkii* e sulla riproduzione, ma non sulla dimensione della popolazione. Inoltre, la presenza di pochi esemplari giovanili è stata riscontrata con salinità superiore a 5 mg/L, caratteristica che non si verifica in nessuna stazione campionata.

*P.clarkii* può sopravvivere in un range di temperature molto ampio, da 0°C a 35°C; questo fattore può però influenzare la struttura della popolazione, in quanto al di sotto dei 10°C è inibito lo sviluppo embrionale (Anastacio and Marques, 1995; Espina et al., 1993). La temperatura dell'acqua durante il periodo di campionamento ha subito dei notevoli cambiamenti, anche repentini, a causa di temporali o abbassamento della temperatura atmosferica. Le stazioni S2 e S4, cioè i due laghi, presentano temperature mediamente più alte rispetto a S1 e S3. Analizzando i dati relativi al periodo di studio, non si è riusciti ad individuare un trend preciso riguardante temperatura e numero di catture, in quanto la rimozione degli esemplari ha influito nella riduzione della CPUE. Si può però notare una drastica diminuzione delle catture nell'ultima settimana di pesca, dove si sono registrate le temperature più basse di tutta la sessione di campionamento, non superando i 17,5 °C e con un minimo rilevato di 15,6 °C. In questo caso, la diminuzione delle temperature potrebbe aver inibito l'attività dei gamberi e questo, assieme alla rimozione degli esemplari nelle settimane precedenti, può aver portato ad avere un numero esiguo di catture nella quinta settimana di pesca.

## 5.CONCLUSIONI

*Procambarus clarkii* è una specie alloctona invasiva che può portare a gravi squilibri nella catena trofica e negli ecosistemi dove è introdotta.

Nelle aree oggetto di studio, si può intuire una popolazione ben strutturata, con un rapporto maschi-femmine di circa 1. Si è visto che la salinità e le differenze morfologiche tra le varie stazioni non hanno influito sulle popolazioni delle aree campionate, ottenendo risultati molto simili in tutta la durata dello studio. Le dimensioni medie degli esemplari, inoltre, risultano leggermente inferiori rispetto ad alcuni campionamenti riguardanti altri areali del Veneto.

Nello studio effettuato, si è visto come il trappolaggio intensivo può avere un ruolo centrale nel contenimento e rimozione di popolazioni di *P.carkii*, riducendo sensibilmente e significativamente la CPUE. L'utilizzo combinato di questa tecnica, assieme al rilascio di pesci predatori autoctoni come l'anguilla potrebbe essere un efficace e non troppo invasivo metodo di contenimento di questa specie (Aquiloni et al., 2010), anche se lo sforzo economico risulterebbe non indifferente. Una soluzione potrebbe essere lo sfruttamento degli esemplari catturati, vendendoli a scopi alimentari, se adatti all'alimentazione umana. In caso contrario, è possibile ricavare dalla lavorazione di *P.clarkii* l'astaxantina, un carotenoide da esso contenuto, per avere un ritorno economico che permetta la continuazione del contenimento (Milicua et al., 1985; Negro and Garrido-Fernández, 2000; Pérez-Gálvez et al., 2008).

La presunta ricolonizzazione delle aree campionate nel periodo di stop tra una settimana di pesca e l'altra, suggeriscono inoltre che il contenimento dovrebbe essere effettuato con continuità per avere un'azione efficace sulle popolazioni di gamberi presenti.

Potrebbero essere utilizzati altri metodi di contenimento all'interno della valle, come l'utilizzo di biocidi e l'essiccamento di interi canali, oltre al possibile innalzamento della salinità dell'acqua; questi però risultano essere molto invasivi e distruttivi. Nell'areale oggetto di studio sarebbe tecnicamente possibile effettuare operazioni di questo tipo in alcuni canali, vista la possibilità di gestire i flussi d'acqua attraverso alcune chiuse, ma l'elevata mobilità dei gamberi probabilmente annullerebbe gli sforzi fatti in breve tempo. Inoltre, la presenza di alcune specie d'interesse nella valle, preclude questo tipo di metodologie, tutt'altro che specie-specifiche.

Un interessante spunto viene dalla dieta di queste specie protette, in particolare di *Emys orbicularis*, che include nella sua dieta *P.clarkii* (Rosecchi et al., 2005). Uno studio approfondito su questi aspetti

nutrizionali, potrebbe fare luce su quanto i gamberi incidano nella dieta delle tartarughe palustri europee di Valle Averno; la rimozione di questi decapodi potrebbe influire negativamente sulla popolazione di *Emys* presente. Anche le molte specie di uccelli migratori beneficiano di *P.clarkii* come fonte di cibo, quindi potrebbe essere controproducente rimuovere totalmente questo decapode, dal punto di vista delle dinamiche alimentari instauratesi nella valle.

In conclusione, il contenimento del gambero della Louisiana nell'oasi di valle Averno con il metodo del trappolaggio intensivo sembra essere un efficace metodo per ridurre sensibilmente le popolazioni presenti e, con l'integrazione di altre metodologie, potrebbe portare a risultati duraturi nel tempo. Una tematica da approfondire, prima di effettuare operazioni di larga scala, potrebbe essere quella del ruolo di *P.clarkii* non solo come alloctono invasivo, ma anche come risorsa alimentare per le altre specie presenti nell'oasi.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Ackefors, 1999. The positive effects of established crayfish introductions in Europe. *Crustacean Issues*, 11: 49-61.
- Anastácio, P.M. & Marques, J.C. 1997. Crayfish, *Procambarus clarkii*, effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River valley (Portugal). *Freshwater Crayfish* 11: 608–617.
- Anastacio, P.M., Marques, J.C., 1995. Population Biology and Production of the Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the Lower Mondego River Valley, Portugal. *J. Crustac. Biol.* 15, 156. <https://doi.org/10.2307/1549018>.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., Gherardi, F., 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biol. Invasions* 12, 3817–3824. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9774-z>.
- Aquiloni, L., Gonçalves, V., Inghilesi, A.F., Gherardi, F., 2012. Who's what? Prompt recognition of social status in crayfish. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 66, 785–790. <https://doi.org/10.1007/s00265-012-1326-3>.
- Barbaresi et Al, 2001. Quaderni del Padule di Fucecchio n. 1 (2001): 201-214 Il gambero *Procambarus clarkii* Distribuzione, dinamica di popolazione e impatto.
- Bills, T.D. & Marking, L. 1988. Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *Prog. Fish-Culturist*.
- Bon, M., Roccaforte, P., Giampaolorallo, E., 1993. Ricerche biologiche nel rifugio faunistico del ~E della Valle dell'Aveto: il sistema trofico Barbagianni -Micromammiferi 4.
- Bovbjerg, R.V. 1970. Ecological isolation and competitive exclusion in two crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). *Ecology* 51: 226–236.
- Capelli, G.M. 1982. Displacement of northern Wisconsin crayfish by *Orconectes rusticus* (Girard). *Limnol. Oceanogr.* 27:741–745.
- Chiesa, S., Scalici, M., Gibertin, G., 2006. Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in latinum (central Italy). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 883–902. <https://doi.org/10.1051/kmae:2006029>.
- D'Angelo, S., Ferrante, E., Valvo, M.L., 2008. Primi risultati sull'attività di contenimento del gambero rosso della Louisiana nella Riserva Naturale "Lago Preola e Gorgi tondi" (Sicilia) 1.
- D'Antonio Carla M., Vitousek Peter M., 1992. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2, 63–87.
- De Luise G. 2010. Il Gambero rosso della Louisiana. Aspetti ecologici, biologici e gestionali in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, Udine: 1-52.

- Delmastro, G.B., 2017. Il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte: nuove osservazioni su distribuzione, biologia, impatto e utilizzo (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) 70.
- Desiderà, I., 2016. Ripartizione di habitat tra testuggini palustri europea e alloctone nell'Oasi LIPU Cave di Gaggio Nord: prospettive per la conservazione. 60.
- Di Castri, F. 1989. History of biological invasions with emphasis on the Old World. Pages 1–30 in J. Drake, F. di Castri, R. Groves, F. Kruger, H. A. Mooney, M. Rejmanek, and M. Williamson, editors. *Biological invasions: a global perspective*. Wiley, New York, New York, USA.
- Espina, S., Diaz Herrera, F., Bückle R., L.F., 1993. Preferred and avoided temperatures in the crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae). *J. Therm. Biol.* 18, 35–39. [https://doi.org/10.1016/0306-4565\(93\)90039-V](https://doi.org/10.1016/0306-4565(93)90039-V).
- Fea, G., Nardi, P.A., Ghia, D., Spairani, M., Manenti, R., Rossi, S., Moroni, M., Bernini, F., 2006. Dati preliminari sulla distribuzione in Lombardia dei gamberi d'acqua dolce autoctoni e alloctoni 10.
- Fonseca, J.C., Marques, J.C. & Madeira, V.M.C. 1997. Oxygen uptake inhibition in *Procambarus clarkii*, red swamp crayfish by biodegradable surfactants: an ecotechnological approach for population control in rice fields. *Freshwater Crayfish* 11: 235–242.
- Garzoli, Savini, D., Ambrogi, A.O., 2009. Analisi del contenuto stomacale di *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), gambero invasivo nella riserva naturale “Bosco Siro Negri”(Zerbolò, Pv). *Studi Trentini Sci. Nat.* 86, 105–109.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S. & Salvi G., 1999. Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. In: von Vaupel Klein C.J. & Schram F.R. (eds.), *The biodiversity crisis and Crustacea*, A.A. Balkema, Rotterdam: 99-108.
- Gherardi, F., 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 39, 175–191. <https://doi.org/10.1080/10236240600869702>.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Uribeondo, J., Tricarico, E., 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquat. Sci.* 73, 185–200. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0181-z>.
- Gherardi, F., Barbaresi, S., 2007. Feeding preferences of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 7–20. <https://doi.org/10.1051/kmae:2007014>
- Gherardi, F., Holdich, David M., 1999. Crayfish in Europe as an alien species. How to make the best of a bad situation?.
- Gherardi, 2000. Infrastruttura nazionale biologica dell'informazione (NBII) & IUCN/CSD invasive specie Specialist Group.
- Gil-Sánchez, J.M., Alba-Tercedor, J., 2002. Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of the native species. *Biol. Conserv.* 105, 75–80. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00205-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00205-1).

Guan, R. 1994. Burrowing behaviour of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the River Great Ouse, England. *Freshwater Forum* 4: 155–168.

Gutiérrez-Yurrita P. & Montes C., 1999 - Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in Doñana National Park, Spain, and implications for species management. *Freshwat. Biol.*, 42: 561-574.

Hein, C.L., Vander Zanden, M.J., Magnuson, J.J., 2007. Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshw. Biol.* 52, 1134–1146. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01741.x>.

Henttonen P, Huner JV. 1999. The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. In: Gherardi F, Holdich DM, editors. *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* Rotterdam: A.A. Balkema. pp 13–30.

Hobbs Jr, H.H. & Hall Jr, E.T. 1975. Crayfishes (Decapoda: Astacidae). In Hart, C.W. & S.L.H. Fuller (eds), *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press: New York & London.

Hobbs, H.H., 1974. *Synopsis of the Families and Genera of Crayfishes (Crustacea: Decapoda)*.

Holdich D.M., 1999. The negative effects of established crayfish introductions. In: Gherardi F. and Holdich D.M. (eds.), *Crayfish in Europe as alien species – how to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema, Rotterdam, 31–47.

Holdich, D. M., R. Gydemo, and W. D. Rogers. 1999. A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. Pages 245–270 in F. Gherardi and D. M. Holdich, eds. *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.

Holdich, D.M. & Domaniewski, J.C.J. 1995. Studies on a mixed population of the crayfish, *Austropotamobius pallipes* and *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish* 10: 37–45.

Holdich, D.M. 1988. The dangers of introducing alien animals with particular reference to crayfish. *Freshwater Crayfish* 7: 15–30.

Holdich, D.M., Reader, J.P., Rogers, W.D. & Harlioglu, M. 1995a. Interactions between three species of crayfish (*Austropotamobius pallipes*, *Astacus leptodactylus* and *Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Crayfish* 10: 46–56.

Holdich, D.M., Rogers, W.D. & Reader, J.P. 1995b. *Crayfish conservation*. Project Record 378/10/N&Y. Bristol: National Rivers Authority.

Holdich, D.M., Sibley, P.J. (Eds.), 2003. *Management and conservation of crayfish*. Environment Agency.

Huner, J.V. 1988. *Procambarus* in North America and elsewhere. In D.M. Holdich & R.S. Lowery (eds), *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*: pp. 239–261. London: Croom Helm (Chapman & Hall).

- Huner, J.V., Henttonen, P. & Lindqvist, O.V. 1991. Observations on noble crayfish, *Astacus astacus* L. (Decapoda, Astacidae), populations in central Finland – management implications. J. Shellf.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., 2009. Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU 131.
- Kolar, C.S., Lodge, D.M., 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders 6.
- Laurent, P.J. 1995. Eradication of unwanted crayfish species for astacological management purposes. *Freshwater Crayfish* 8: 121–133.
- Light, T., Erman, D.C., Myrick, C. & Clarke, J. 1995. Decline of the Shasta crayfish (*Pacifastacus fortis* Faxon) of Northeastern California. *Conservation Biology* 9: 1567–1577.
- Lodge, D.M., Kershner, M.W., Aloï, J.E., Covich, A.P., 1994. Effects of an Omnivorous Crayfish (*Orconectes Rusticus*) on a Freshwater Littoral Food Web. *Ecology* 75, 1265–1281. <https://doi.org/10.2307/1937452>.
- Loureiro, T.G., Anastácio, P.M.S.G., Araujo, P.B., Souty-Grosset, C., Almerão, M.P., 2015. Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius* 23, 1–19. <https://doi.org/10.1590/S0104-64972014002214>.
- Ludke, J.L., Finley, M.T. & Lusk, C. 1971. Toxicity of Mirex to crayfish, *Procambarus blandingsi*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1(1): 42–50.
- Maccarone, V., Pace, G., 2012. Struttura e dinamica della popolazione di *Procambarus clarkii* (Girald,1852) all'interno della RNI Lago Preola e Gorgi tondi 27.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* 10, 689. <https://doi.org/10.2307/2641039>.
- Magnuson, J. J., Capelli, G.M., Lorman, J.G. & Stein, R.A. 1975. Consideration of crayfish for macrophyte control. In P.L. Bezonik & J.L. Fox (eds, *The Proceedings of a Symposium on Water Quality Management Through Biological Control* . Gainesville: University of Florida.
- Mazzoni D, Gherardi F, Ferrarini P. 2004. Guida al riconoscimento dei gamberi d'acqua dolce, 2nd edn. Bologna: Greentime SpA, 34 p.
- Meineri, E., Rodriguez-Perez, H., Hilaire, S., Mesleard, F., 2014. Distribution and reproduction of *Procambarus clarkii* in relation to water management, salinity and habitat type in the Camargue: *Procambarus clarkii* in relation to land-use induced salinity. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 312–323. <https://doi.org/10.1002/aqc.2410>.
- Milicua, J.C.G., Barandiarán, A., Macarulla, J.M., Gárate, A.M., Gómez, R., 1985. Structural characteristics of the carotenoids binding to the blue carotenoprotein from *Procambarus clarkii*. *Experientia* 41, 1485–1486. <https://doi.org/10.1007/BF01950050>.

- Milligan, W.R., Jones, M.T., Kats, L.B., Lucas, T.A., Davis, C.L., 2017. Predicting the effects of manual crayfish removal on California newt persistence in Santa Monica Mountain streams. *Ecol. Model.* 352, 139–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.02.014>.
- Momot, W.T. 1992. Stocking and exploitation as management tools for European crayfish. *Finn. Fish. Res.* 14: 145–148.
- Momot, W.T. 1993. The role of exploitation in altering processes regulating crayfish populations. *Freshwater Crayfish* 9: 101–117.
- Mopurgo, M., Aquiloni, L., Bertocchi, S., Brusconi, S., Tricarico, E., Gherardi, F., 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia 9.
- Moyle PB, Li HW, Barton BA. 1986. The Frankenstein Effect: Impact of introduced fishes on native fishes in North America. In: Strond RH, editor. *Fish culture in fisheries management*. Bethesda: American Fisheries Societies.
- Negro, J., Garrido-Fernández, J., 2000. Astaxanthin is the major carotenoid in tissues of white storks (*Ciconia ciconia*) feeding on introduced crayfish (*Procambarus clarkii*). *Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol.* 126, 347–352. [https://doi.org/10.1016/S0305-0491\(00\)00180-2](https://doi.org/10.1016/S0305-0491(00)00180-2).
- Pérez-Gálvez, A., Negro-Balmaseda, J.J., Mínguez-Mosquera, M.I., Cascajo-Almenara, M.V., Garrido-Fernández, J., 2008. Astaxanthin from Crayfish (*Procambarus clarkii*) as a Pigmentary Ingredient in the Feed of Laying Hens. *Grasas Aceites* 59, 139–145. <https://doi.org/10.3989/gya.2008.v59.i2.502>.
- Pietrobon, S., 2013. Invasione di specie alloctone. Presenza del gambero rosso (*Procambarus clarkii*) nella Bassa Padovana.
- Ray, J. & Stevens, V. 1970. Using BAYTEX to control crayfish in ponds. *Prog. Fish-Culturist* 32 (1): 58–60.
- Reid, S.M., Devlin, J., 2014. Effectiveness of stream sampling methods in capturing non-native Rusty Crayfish (*Orconectes rusticus*) in Ontario. *Can. Field-Nat.* 128, 111. <https://doi.org/10.22621/cfn.v128i2.1564>.
- Rizzato, A., 2015. Presenza e caratteristiche delle popolazioni di *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nella provincia di Vicenza.
- Roqueplo, C, Laurent, P.J. & Neveu, A. 1995. *Procambarus clarkii* Girard (écrevisse rouge des marais de Louisiana). Synthèse sur les problèmes posés par cette espèce et sur les essais pour contrôler ses populations. *L 'Astaciculteur de France* 45: 2–17.
- Rosecchi, E., Salvidio, S., Ottonello, D., 2005. Feeding habits of the European pond terrapin *Emys orbicularis* in Camargue (Rhône delta, Southern France). *Amphib.-Reptil.* 26, 562–565. <https://doi.org/10.1163/156853805774806241>.
- Savini, D., 2007. Rinvenimento della specie aliena invasiva *Procambarus clarkii* (Astacidea: Cambaridae) nella riserva naturale “Bosco Siro Negri” (Zerbolò - Pavia) 6.

- Scovacicchi Tiziano, 2011. Specie alene: natura e valutazione del danno ambientale.
- Skurdal, J. & Taugbøl, T. 1994. Do we need harvest regulations for European crayfish? *Rev. Fish Biol. Fish.* 4: 461–485.
- Söderbäck, B. 1995. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: possible causes and mechanisms. *Freshwater Biology* 33: 291–304.
- Soulé, M.E., 1992. The social and public health implications of global warming and the onslaught of alien species. *J. Wilderness Med.* 3, 118–127. <https://doi.org/10.1580/0953-9859-3.2.118>.
- Svärdson, G. 1948. Stunted crayfish populations in Sweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 29: 135–144.
- Tomè, E., 2010. Ecoturismo e conservazione: aspettative del visitatore e limiti alla fruizione sostenibile nell'oasi di valle Averte (laguna di Venezia).
- Walker, B., Steffen, W., 1997. An Overview of the Implications of Global Change for Natural and Managed Terrestrial Ecosystems. *Conserv. Ecol.* 1. <https://doi.org/10.5751/ES-00028-010202>.
- Westman, K., Pursiainen, M. & Westman, P. (eds) 1990. Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe . Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish.
- Westman, K., Sumari, O. & Pursiainen, M. 1978. Electric fishing in sampling crayfish. *Freshwater Crayfish* 4: 251–255.
- Zorzi, P., 2017. Distribuzione ed abbondanza del gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* nelle aree umide del Bosco di Mestre 58.

## 7.SITOGRAFIA

[www.ittiofauna.org](http://www.ittiofauna.org)

[www.WWF.it](http://www.WWF.it)

[www.DAISE.com](http://www.DAISE.com)

[www.google.it/earth](http://www.google.it/earth)

[www.pcn.minambiente.it](http://www.pcn.minambiente.it)

[www.arpa.veneto.it](http://www.arpa.veneto.it)

## RINGRAZIAMENTI

Volevo ringraziare il mio relatore, il Professor Stefano Malavasi, per il supporto datomi durante la stesura di questo elaborato e per gli insegnamenti durante il mio percorso di studio.

Un ringraziamento va anche al responsabile dell'oasi di valle Averno, Stefano Borella, e al personale dell'oasi, in particolare nella persona di Renato Borgo, per il loro indispensabile aiuto e supporto durante le attività di campionamento.

Infine, volevo ringraziare i miei genitori, che mi hanno permesso di intraprendere e concludere il mio percorso di studi, Cristina, la mia famiglia e i miei amici, che mi hanno supportato e spronato durante le difficoltà incontrate nei miei anni di studi.