



Università
Ca'Foscari
Venezia

Corso di Laurea magistrale
in Scienze ambientali

Tesi di Laurea

**Distribuzione e struttura di popolazione di
Atherina boyeri (Risso, 1810) negli habitat di
basso fondale della laguna di Venezia**

Relatore

Prof. Piero Franzoi

Correlatori

Dr. Luca Scapin

Dr. Simone Redolfi Bristol

Laureanda

Ambra Carniel

Matricola 871002

Anno Accademico

2019 / 2020 Sessione straordinaria

INDICE

1. SCOPI DELLA TESI.....	2
2. INTRODUZIONE.....	3
2.1. Gli ambienti di transizione	3
2.1.1. La fauna degli ambienti di transizione.....	3
2.2. Descrizione della specie	6
2.2.1. Descrizione morfologica	6
2.2.2. Areale di distribuzione	8
2.2.3. Aspetti tassonomici	9
2.2.4. Habitat.....	10
2.2.5. Riproduzione e ciclo biologico	10
2.2.6. Ecologia e comportamento.....	11
2.2.7. Alimentazione	12
2.2.8. Rapporto con l'uomo	13
3. L'AMBIENTE DI STUDIO: LA LAGUNA DI VENEZIA.	14
4. MATERIALI E METODI.....	16
4.1. Attività di campo	16
4.2. Attività di laboratorio	18
4.3. Analisi dei dati.....	19
5. RISULTATI.....	21
5.1. Fattori abiotici	21
5.2. Andamento delle abbondanze e struttura di popolazione nel periodo di indagine.....	23
5.3. Analisi della distribuzione spaziale	28
5.4. Analisi dell'accrescimento in lunghezza (SL) e in peso (P) della coorte 0+	35
6. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI	41
7. BIBLIOGRAFIA	44

1. SCOPI DELLA TESI

La specie presa in esame in questo lavoro di tesi è il latterino capoccione, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), comunemente nota anche come latterino, acquadella (Emilia-Romagna, Marche), anguela (Veneto, Friuli-Venezia Giulia). Si tratta di un piccolo pesce gregario spiccatamente eurialino, comune ed abbondante negli ambienti costieri marini e di transizione, ma che può vivere anche in ambienti di acqua dolce. Questa specie, che svolge un ruolo ecologico importante all'interno degli ambienti acquatici di transizione, è molto abbondante e pressoché ubiquitaria in laguna di Venezia, dove rappresenta una delle principali specie target della pesca artigianale (Franco *et al.*, 2006a; Amministrazione Provinciale di Venezia, 2009, 2015; Zucchetta *et al.*, 2016). Recentemente questa specie è stata utilizzata per valutare la qualità ambientale di corpi idrici di transizione italiani (Cavraro *et al.*, 2019).

Lo scopo della tesi è stato quello di studiare la distribuzione e l'accrescimento di *Atherina boyeri* in laguna di Venezia. A questo fine sono stati utilizzati i dati raccolti durante un ciclo di campionamenti effettuato in laguna, da marzo a novembre 2019, nell'ambito del progetto CORILA Venezia 2021.

Più specificatamente, nella presente tesi sono state indagate:

- 1) la struttura in classi di taglia e in coorti di età della popolazione;
- 2) le differenze nella distribuzione delle abbondanze tra sottobacini lagunari (Nord, Centro e Sud) e tra habitat lagunari (praterie, barene) e marini (spiaggia);
- 3) l'accrescimento in lunghezza (SL) e in peso (P) della coorte 0+ della popolazione nei differenti sottobacini e habitat.

Lo studio ha permesso di approfondire le conoscenze riguardo alle dinamiche spaziali e temporali di *Atherina boyeri* in laguna di Venezia, conoscenze che sono indispensabili per individuare le aree lagunari più importanti per la gestione della specie.

2. INTRODUZIONE

2.1. *Gli ambienti di transizione*

Gli ambienti acquatici di transizione sono aree costiere situate nell'interfaccia tra le acque marine e le acque dolci continentali. Tali ambienti sono caratterizzati da una morfologia che li rende aree né completamente aperte né zone completamente chiuse e nelle quali si verifica ciclicamente un ricambio d'acqua.

Gli ecosistemi acquatici di transizione, come gli estuari e le lagune salmastre costiere, sono aree di grande interesse sia economico che ecologico, fornendo una grande quantità di servizi e beni ecosistemici (Newton *et al.*, 2018; Rova *et al.*, 2015, 2019). Uno dei motivi per cui questi ecosistemi sono molto importanti è che in essi la produzione secondaria raggiunge livelli molto elevati e spesso maggiori rispetto a quelli riscontrabili negli ecosistemi marini (McLusky e Elliott, 2004).

Questi ambienti sono tuttavia abbondantemente influenzati anche da fattori antropici che ne causano la loro degradazione, ad esempio: distruzione degli habitat, inquinamento, introduzione di specie aliene (Barbier, Acreman, & Knowler, 1997, Kjerfve *et al.*, 1996). Gli ecosistemi costieri e di transizione, che possiedono un ruolo chiave nella regolazione dei flussi di acqua, nutrienti ed organismi tra terra, fiumi e mare (Brito *et al.*, 2010; Newton *et al.*, 2014), sono inoltre sensibili al cambiamento climatico, e possono essere definiti anche come sistemi "sentinella" (Eisernreich, 2005). I sistemi sentinella sono tali poiché presentano sia un'elevata sensibilità ai cambiamenti climatici sia una relativa resistenza alla pressione antropica, rendendo possibile identificare rapidamente i segnali e gli impatti dovuti al cambiamento climatico (aumento della temperatura, innalzamento del livello del mare, acidificazione degli oceani, cambio dei regimi di precipitazione) (Hannah *et al.*, 2007).

Le lagune forniscono inoltre numerosi servizi ecosistemici, quali la regolazione del clima, la purificazione delle acque, grazie alla presenza di vegetazione sommersa e alofila, la riduzione del fetch e la biostabilizzazione dei fondali (evitandone l'erosione). Dal punto di vista economico il valore degli ecosistemi di transizione è principalmente dato dal turismo ma anche dalla pesca e dallo sfruttamento delle risorse ittiche presenti (Able, 2005; Blaber, 2000; Castello, 1985; Deegan *et al.*, 2000; McHugh, 1985; Perez-Ruzafa *et al.*, 2004; Pollard, 1981). Infatti, gli ecosistemi di transizione forniscono anche numerosi servizi di approvvigionamento come ad esempio la pesca artigianale e ricreativa, la caccia, nonché la raccolta e l'allevamento dei molluschi bivalvi (Rova *et al.*, 2019).

Per questi motivi appare fondamentale studiare questi ambienti e comprendere appieno le dinamiche presenti al fine di poterli gestire e tutelare correttamente (Elliott e Hemingway, 2002; Potter *et al.*, 1990; Whitfield, 1999).

È importante tutelare e preservare gli ecosistemi lagunari e i loro habitat, proprio in relazione alla loro importanza ecologica ed alle numerose pressioni dovute all'immissione di inquinanti, alle attività di pesca, al dragaggio dei canali ed allo sfruttamento del suolo disponibile.

2.1.1. **La fauna degli ambienti di transizione**

La fauna ittica è una componente importante della biodiversità degli ambienti acquatici di transizione (Elliott e Hemingway, 2002). Le specie ittiche che vivono negli ambienti di transizione sono adattate

alla elevata variabilità delle condizioni abiotiche (salinità, temperatura e livello mareale) di questi sistemi di transizione (Elliott e Hemingway, 2002).

Inoltre, le caratteristiche idrodinamiche e chimico-fisiche degli ambienti di transizione e delle lagune generano evidenti e pronunciati gradienti ambientali i quali favoriscono la presenza di una elevata diversità di habitat (Elliott e Hemingway, 2002; Solidoro *et al.*, 2010). La presenza di vari e differenti habitat interconnessi tra loro determina di conseguenza la presenza anche di numerose nicchie ecologiche che permettono quindi di sostenere lo sviluppo di numerose specie ittiche (Deegan *et al.*, 2000; Elliott e Hemingway, 2002; Franzoi *et al.*, 2010). Ognuno di questi habitat svolge infatti funzioni fondamentali per i pesci come ad esempio aree di pascolo, aree riproduttive, aree di rifugio dai predatori ed aree nursery per i giovanili (Newton *et al.*, 2018).

Le specie che colonizzano gli ambienti acquatici di presentano cicli biologici differenti, in particolar modo per quanto riguarda il comportamento migratorio e la strategia riproduttiva. (Elliott *et al.*, 2007; Whitfield e Patrick, 2015). Sono state definite quindi delle guild o categorie funzionali (Elliott *et al.*, 2007), ciascuna rappresentata da un gruppo di specie che sfrutta la stessa tipologia di risorse ambientali in maniera molto simile (Simberloff e Dayan, 1991). La classificazione delle specie in differenti guild può seguire differenti criteri di classificazione (Elliott *et al.*, 2007), ma solitamente le caratteristiche considerate sono: la capacità di tollerare le variazioni dei parametri ambientali (guild ecologico-funzionali), il comportamento riproduttivo e migratorio (guild riproduttive) e le strategie alimentari messe in atto (guild trofiche) (Dando, 1984; Whitfield, 1994).

Sulla base delle caratteristiche di ciclo biologico e del comportamento migratorio, le specie ittiche degli ambienti acquatici di transizione sono attualmente classificate nelle seguenti guild ecologico-funzionali (Franco *et al.*, 2008; Potter *et al.*, 2013):

▪ Residenti estuarini/lagunari.

La guild dei residenti lagunari è caratterizzata da specie che passano l'intera vita, o gran parte di questa, all'interno della laguna, compiendo all'interno quindi ogni fase del proprio ciclo vitale. Gli individui appartenenti a questa guild funzionale sono dotati in generale di una elevata tolleranza ai cambiamenti dei parametri ambientali (come salinità, temperatura e concentrazione di ossigeno disciolto), tipici degli ambienti di transizione, nonché di strategie per la ritenzione delle uova e delle larve all'interno degli ambienti di transizione. Queste specie possono essere divise in:

- residenti estuarini, dei quali esistono però anche popolazioni marine (RL);
- residenti estuarini esclusivi (RLe), dei quali non esistono popolazioni marine.

In laguna di Venezia, a questo gruppo appartengono: il latterino (*Atherina boyeri*, RL); i gobiidi (fam. Gobiidae) *P. canestrinii* (RLe) *Knipowitschia panizzae* (RLe), *Pomatoschistus marmoratus* (RL), *Gobius niger* (RL) e *Zosterisessor ophiocephalus* (RL); i pesci ago (fam. Syngnathidae) *Syngnathus abaster* (RLe) e *S. typhle* (RL); ed una specie di blennide (fam. Blenniidae) *Salaria pavo* (RL) (Franco *et al.*, 2006a; Franzoi *et al.* 2010).

▪ Migratori marini (MM).

Le specie appartenenti a questa guild funzionale sono specie che passano solo un periodo della loro vita, solitamente la fase giovanile, all'interno della laguna. Depongono le uova in mare. Le uova e le larve, che sono pelagiche, vengono trasportate dalla corrente verso la costa ed all'interno delle lagune in maniera quasi del tutto passiva. Le larve, in alcuni casi, sono in grado di spostarsi in verticale nella massa d'acqua in modo da trovare la corrente migliore per farsi "trasportare" all'interno delle lagune (Ruzafa *et al.*, 2004). Queste specie utilizzano gli habitat

acquatici di transizione soprattutto come aree di nursery per i loro stadi giovanili (Beck *et al.*, 2001; Elliott e Hemingway, 2002; Franco *et al.*, 2006a, 2010; Franzoi *et al.*, 2010; Zucchetta *et al.*, 2009, 2010)

Questa categoria può essere a sua volta suddivisa in:

- I) migratori marini opportunisti (MM-O);
- II) migratori marini dipendenti dagli ambienti di transizione (MM-D),

In Alto Adriatico, queste specie entrano all'interno degli ambienti lagunari allo stadio di postlarva (lunghezza standard generalmente inferiore ai 20 mm), utilizzando gli habitat di basso fondale come aree di nursery (Rossi, 1986; Franzoi *et al.*, 1999; Cavraro *et al.*, 2017). Il tempo di permanenza in laguna varia da specie a specie; alcune specie si rinvencono negli ambienti di transizione solo come giovanili e subadulti (ad es., fam. Gobiidae: *Pomatoschistus minutus*), mentre altre si rinvencono anche allo stadio di adulto (ad es. i cefali, fam. Mugilidae: *Chelon aurata*, *C. ramada* e *C. saliens*)(Franzoi *et al.*, 2010)

Nelle lagune dell'Alto Adriatico, a questa categoria appartengono, per esempio, la sogliola comune (fam. Soleidae: *Solea solea*, MM-O) e l'orata (fam. Sparidae: *Sparus aurata*, MM-D).

▪ Anadromi (A).

Le specie appartenenti a questa guild si riproducono nelle acque dolci e successivamente migrano in mare, dove passano gran parte della loro vita. Quando devono riprodursi, queste specie migrano nuovamente verso le aree di deposizione delle uova in acqua dolce. Le acque di transizione rappresentano di conseguenza un punto di passaggio obbligatorio durante la loro migrazione dal mare agli ecosistemi di acqua dolce, dove si riproducono (Elliott and Hemingway, 2002). Nelle acque di transizione dell'Alto Adriatico, questa categoria comprende gli storioni (fam. Acipenseridae: *Acipenser sturio*, *A. naccarii* e *Huso huso*) e l'alosa (fam. Clupeidae: *Alosa fallax*) (Gandolfi *et al.*, 1985, 1991; Franzoi *et al.*, 2010).

▪ Catadromi (C).

Specie migratrici che dopo la riproduzione in mare migrano all'interno delle acque dolci continentali dove trascorrono una parte importante della loro vita.

Dopo la nascita in mare, gli stadi larvali vengono trasportati verso costa dalle correnti marine; dopo la metamorfosi, gli stadi giovanili migrano all'interno delle acque dolci. Dopo un periodo di crescita negli ambienti acquatici continentali e una volta raggiunta la maturità sessuale, gli individui migrano verso le aree riproduttive marine. Come nel caso degli anadromi, le acque costiere di transizione rappresentano una tappa nella rotta di migrazione dal mare alle acque dolci e viceversa (Elliott and Dewailly 1995; Elliott and Hemingway 2002). Tra le specie ittiche che si rinvencono all'interno degli ambienti di transizione dell'Alto Adriatico appartiene a questa categoria l'anguilla europea (fam. Anguillidae: *Anguilla anguilla*) (Gandolfi *et al.*, 1985; Franco *et al.*, 2008)

▪ Marini occasionali (MO).

Specie marine stenohaline la cui presenza negli ambienti costieri di transizione non è legata a cicli regolari di migrazione. Queste specie, che non dipendono dagli ambienti lagunari e di estuario per il completamento del loro ciclo biologico, si rinvencono in questi ecosistemi costieri soltanto occasionalmente. Negli ambienti di transizione le presenze di MO sono in genere limitate alle aree lagunari caratterizzate da valori di salinità prossimi a quelli delle acque marine costiere. Tutte le specie marine che vivono nelle acque costiere dell'Alto Adriatico appartengono

potenzialmente a questa categoria, ad eccezione di quelle che migrano regolarmente, e non occasionalmente, negli ambienti lagunari.

- Dolciacquicoli (D).

Sono specie che vivono e si riproducono in acqua dolce ma che possono essere trovate occasionalmente all'interno delle aree oligoaline degli ecosistemi acquatici di transizione. Si trovano nelle zone lagunari vicine alle foci degli immissari di acqua dolce. La presenza di queste specie è solitamente collegata ai cambiamenti di portata dei fiumi (Elliott and Dewailly 1995; Elliott and Hemingway 2002). Nelle acque di transizione del Nord Adriatico, questa categoria include specie come *Gambusia affinis*, *Gasterosteus aculeatus*, *Salmo trutta*, *Carassius carassius*, *Cyprinus carpio*, *Rutilus aula* (Gandolfi *et al.*, 1985; Franzoi *et al.*, 2010).

2.2. Descrizione della specie

2.2.1. Descrizione morfologica

Atherina boyeri (Risso, 1810) (fig. 1) è un pesce di piccole dimensioni la cui lunghezza media è di circa 7 cm (LT, Lunghezza totale, cioè lunghezza dall'estremità del muso fino alla fine della pinna caudale) ed il cui peso medio è di circa di 3.15 g. Può raggiungere la lunghezza (LT) massima di 12 cm a 4 anni di età (Kara e Quignard, 2019).

Ha una forma allungata, con il corpo che risulta essere leggermente compresso da metà corpo fino alla pinna caudale (fig.1). Il capo è corto, appiattito nella parte superiore, e caratterizzato da occhi grandi il cui diametro risulta pressoché uguale alla distanza tra le due pinne dorsali e alla regione preorbitale. La bocca di *A. boyeri* è molto grande, fortemente obliqua e possiede una mandibola prominente (Kara e Quignard, 2019; Creech, 1992; ISPRA, 2017).

Le due pinne dorsali sono nettamente separate (fig.1): la prima (D1) possiede VII-VIII raggi spinosi flessibili; la seconda (D2), più lunga, I-II raggi spinosi seguiti da 8-15 raggi molli (Kara e Quignard, 2019).

Le pinne ventrali o pelviche (fig.1) sono poste in posizione addominale e si trovano relativamente distanti dall'inizio della pinna anale; hanno un raggio spinoso seguito da raggi molli. La pinna anale è costituita da un raggio spinoso seguito da raggi molli. La pinna caudale è lobata e un po' forcuta. Le pinne pettorali di *A. boyeri* sono infine ben sviluppate ma corte, e posizionate circa a metà dell'altezza del corpo (Kara e Quignard, 2019).

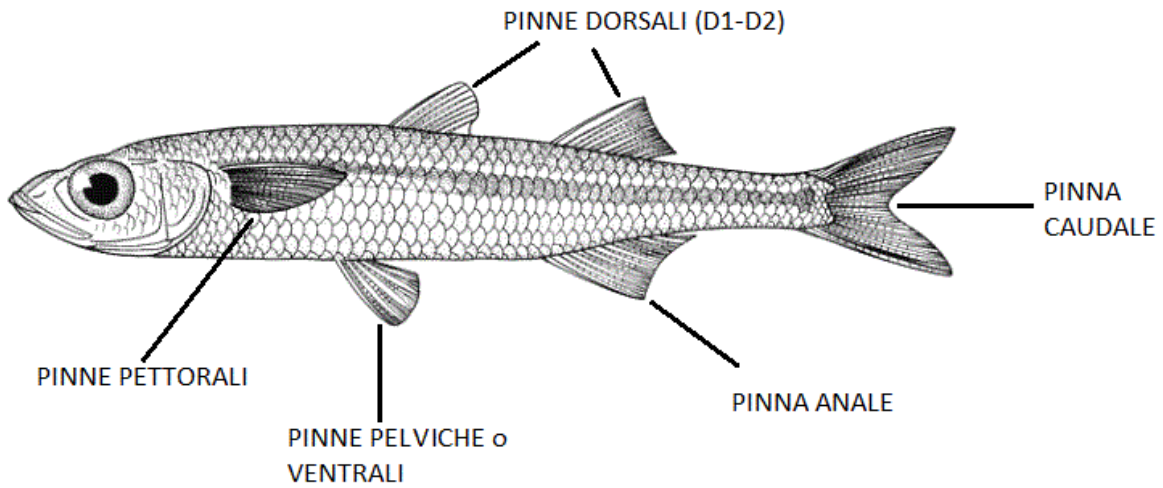


Figura 1. Disegno (sopra) e fotografia (sotto) di *Atherina boyeri*. L'immagine sopra è tratta dal sito del museo della Natura del Canada, disegnato da S. Laurie-Bourque.



Figura 2. Esempio di scaglie cicloidi di *A. boyeri*. L'immagine è stata presa dall'articolo "Squamatological variations in five inland fishes of Bangladesh" (Islam *et al.*, 2019) e modificata.

Il corpo è totalmente rivestito di piccole scaglie cicloidi caduche (fig. 2) e presenta una colorazione chiara, tendenzialmente grigia, con delle variazioni nelle diverse aree del corpo. *A. boyeri* presenta, in ognuno dei due lati del corpo, una banda laterale argentea, che si estende dal margine

dell'opercolo fino alla base della pinna caudale. Il ventre è chiaro, quasi trasparente, mentre il dorso è grigio-verdastro con numerosi puntini neri (Kara e Quignard, 2019; Creech, 1992).

2.2.2. Areale di distribuzione

Questa specie è tipicamente gregaria e si muove in grossi banchi. Solitamente vive negli habitat di basso fondale delle lagune o delle aree marine costiere, ma nelle coste più profonde è possibile ritrovare banchi di *A. boyeri* fino a 20 metri di profondità (Zerunian, 2004).

A. boyeri è una specie molto diffusa nel Mediterraneo, solitamente presente sia in acque marine costiere, sia salmastre lagunari ma anche in ambienti di acqua dolce (fluviali e lacustri). Tendenzialmente, gli esemplari di questa specie prediligono ambienti con poca corrente e ricchi di vegetazione. La presenza di popolazioni di *A. boyeri* in ambienti di acqua dolce è attribuibile sia a processi di movimento naturale dalle acque marine o salmastre, sia a seguito dell'intervento umano, come ad esempio le semine di fauna ittica eseguite nei laghi italiani Trasimeno, di Bracciano e di Bolsena (Gandolfi *et al.*, 1991).

Atherina boyeri vive nelle zone costiere del Mar Mediterraneo, lungo le coste nord-africane ed europee dell'Oceano Atlantico, nel Mar Caspio e nel Mare d'Aral (fig. 3). Questa specie è stata ritrovata fin sulle coste del nord-ovest della Scozia (come popolazione isolata) (Palmer *et al.*, 1979), sulle coste inglesi meridionale e nelle coste olandesi (fig.3); verso sud è stata invece ritrovata fino alle coste di Marocco, Madeira e Azzorre (Kara e Quignard, 2019)

In Italia *A. boyeri* è invece comune in tutte le acque marine e costiere, ed in diversi laghi interni la specie è alloctona ed è stata introdotta o accidentalmente o per favorire lo sviluppo della pesca professionale (Gandolfi *et al.*, 1991; Lorenzoni & Ghetti, 2012).

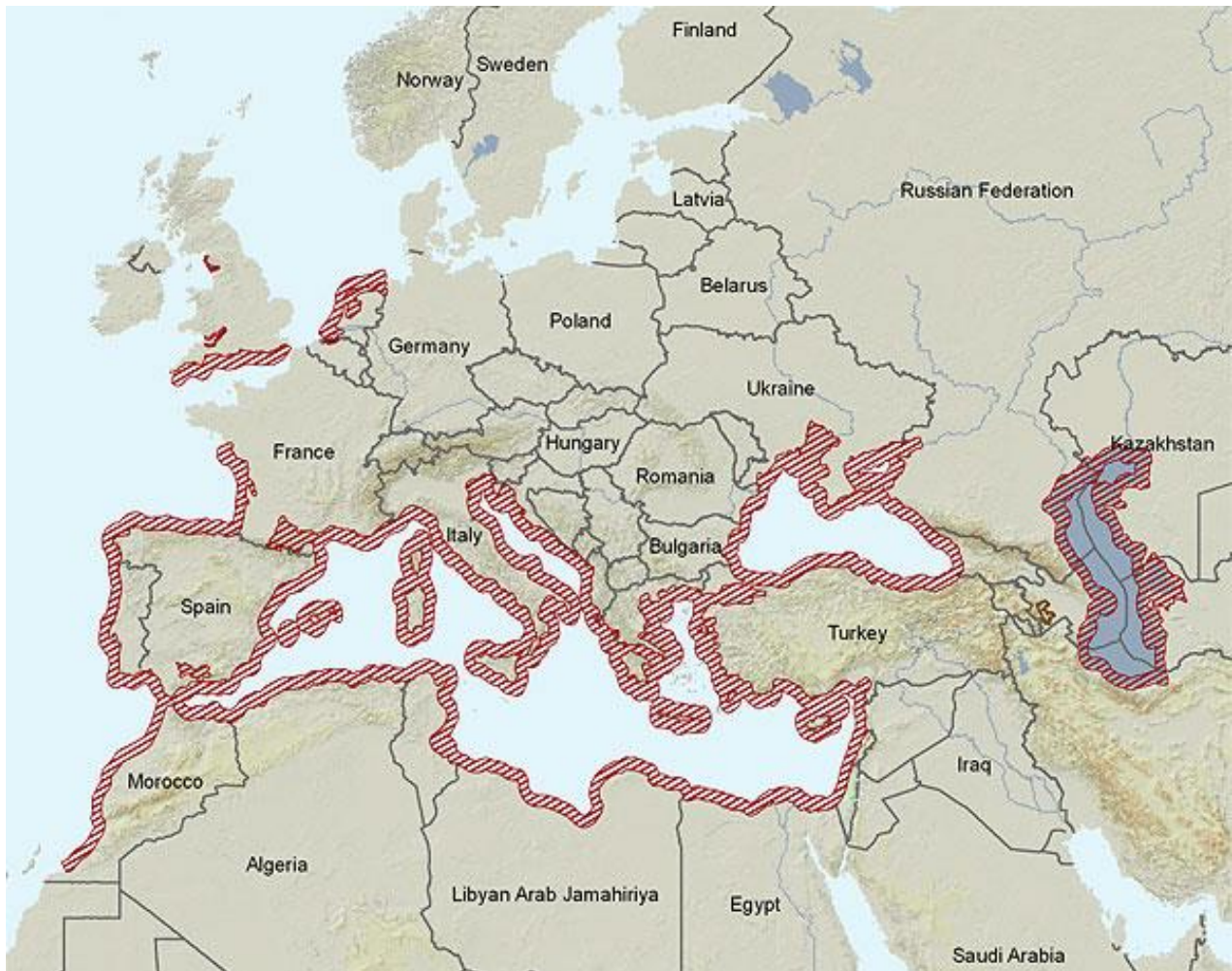


Figura 3. Distribuzione di *Atherina boyeri* secondo IUCN, cartina trovata all'interno del sito Web del Museo della Fauna europea (www.ittiofauna.org)

2.2.3. Aspetti tassonomici

A. boyeri appartiene alla famiglia Atherinidae: le specie di questa famiglia sono distribuite su scala mondiale in acque temperate e tropicali. Nel mar Mediterraneo si riconoscono solo 3 specie di questa famiglia, appartenenti al genere *Atherina*: *Atherina hepsetus* (Linnaeus 1758), *Atherina boyeri* (Risso 1810) e *Atherina presbyter* (Cuvier 1829).

Relativamente alle coste mediterranee, *A. boyeri* è ubiquitaria, *A. hepsetus* è assente soltanto in nord Adriatico, mentre *A. presbyter* si rinviene nel bacino occidentale e in Nord Adriatico (<https://www.fishbase.in/summary/Atherina-presbyter.html>). Oltre a queste tre specie, ne sono state riconosciute altre due, presenti nel Mediterraneo in maniera saltuaria e non sempre abbondante: *A. lopeziana* confinata solitamente nel Golfo di Guinea, un'insenatura dell'oceano Atlantico in corrispondenza dell'Africa occidentale, e *A. breviceps* che è solitamente diffusa dall'Oceano Atlantico sud-orientale fino all'Oceano Indiano, popolando anche la costa orientale dell'Africa (Maugé, 1990).

A. boyeri, in senso lato, è un gruppo polifiletico che include tre cladi: (1) il latterino non maculato, che si trova distribuito in tutto il Mar Mediterraneo; (2) il latterino maculato, che popola le acque occidentali del mediterraneo; (3) le popolazioni di acqua dolce e salmastra, distribuite dalla costa atlantica dell'Europa occidentale alla costa occidentale del Mar Nero (Vasil'eva E. D., 2017).

Nonostante alcuni autori (Vasil'eva E. D., 2017; Kara e Quignard, 2019) ritengano più opportuno che questi tre cladi ottengano lo stato di specie indipendenti, attualmente non è stata ancora sviluppata una nomenclatura, non essendoci ancora sufficienti elementi per distinguere le specie, e ci si riferisce a questo gruppo come *A. boyeri complex* (Boudinar et al., 2016).

2.2.4. Habitat

Atherina boyeri è una specie appartenente alla guild dei residenti lagunari che vive la maggior parte dell'anno nelle acque superficiali delle lagune e degli ambienti marini costieri. Gli individui di questa specie si spostano dalle acque lagunari verso il mare alla fine dell'autunno/inizio dell'inverno per evitare le basse temperature invernali tipiche dei bassi fondali lagunari. Successivamente, con l'inizio della primavera, gli individui di *A. boyeri* rientrano in laguna dal mare (Kara & Quignard, 2019; Zerunian, 2004).

Nella laguna di Venezia, questa specie non sembra essere legata ad un habitat specifico, ma è piuttosto ubiquitaria essendo presente dalle aree più vicine al mare fino alle aree lagunari più interne vicine alla gronda lagunare (Malavasi et al., 2005; Franco et al., 2006a). *A. boyeri* mostra, infatti, una grande tolleranza alla salinità (fino al 77‰) e una grande capacità di sopportare ampie variazioni di temperatura, riesce infatti a sopravvivere a temperature fino a 31° C (Gandolfi et al., 1991).

2.2.5. Riproduzione e ciclo biologico

La stagione riproduttiva è compresa nel periodo che va da marzo a luglio, anche se sono evidenziabili differenze all'interno del range geografico di distribuzione della specie (Kara e Quignard, 2019). In alcune popolazioni di acqua dolce sono stati evidenziati due picchi riproduttivi: uno in primavera ed uno successivo in tarda estate (Zerunian, 2004).

La maturità sessuale viene raggiunta da entrambi i sessi alla fine del primo anno di vita (Kara e Quignard, 2019), anche se sono stati trovati numerosi esemplari con gonadi complete anche prima del raggiungimento dell'anno di vita (Leonardos e Sinis, 2000).

Solitamente per la deposizione delle uova i siti preferiti sono quelli ricchi di vegetazione sommersa, fanerogame o alghe, alla quale le femmine di *A. boyeri* fanno aderire le uova che sono poi fecondate dai maschi (Daoulas et al., 1997).

Gli esemplari di sesso femminile di *A. boyeri* depongono da 3.000 a 4.000 uova, che sono rilasciate in diverse tranches all'interno del periodo di riproduzione (Zerunian, 2004).

Le uova sono provviste di filamenti adesivi per aderire al substrato ed evitare che la corrente le trascini via. Le uova hanno una dimensione che varia tra 1,5 e 1,9 mm (Dulčić et al., 2008) e quando sono mature possiedono una colorazione giallo-arancio opaca, con un tuorlo omogeneo e non segmentato contenente diverse goccioline di olio (Kara e Quignard, 2019). Lo sviluppo embrionale si completa in 12-13 giorni (Dulčić et al., 2008). Le larve si sviluppano a partire da 5,5-6,00 mm (Dulčić et al., 2008). A ogni livello dello stadio larvale presentano fototattismo positivo (Bortulović et al., 2006), muovendosi verso una sorgente luminosa.

Le caratteristiche del ciclo vitale di *A. boyeri* sono quelle di una specie adattata a vivere in ambienti caratterizzati da un'elevata variabilità e instabilità ambientale (*strategia r*): piccole dimensioni,

maturità precoce, elevato sforzo riproduttivo con deposizioni multiple, mortalità elevata, soprattutto dopo il periodo riproduttivo (Zerunian, 2004).

La durata di vita è variabile nelle diverse popolazioni, ma non supera comunque i 4-5 anni di vita; in molte popolazioni comunque la maggior parte degli individui non supera i 2-3 anni di vita (Kara e Quignard, 2019). È stato infatti evidenziato che le popolazioni di *A. boyeri* variano notevolmente in termini di longevità e dimensioni massime a seconda degli habitat e delle aree colonizzate. Le aree in cui gli individui di *A. boyeri* possedevano una longevità maggiore erano quelle di habitat oceanico, mentre negli habitat costieri gli individui presentavano una longevità minore rispetto all'habitat oceanico. La longevità decresceva ed era più bassa negli habitat di estuario, negli habitat di transizione e negli habitat di acqua dolce (Henderson e Bammer, 1987; Patimar *et al.*, 2008; Kara e Quignard, 2019). Questo calo è presumibilmente correlato alla qualità dell'habitat e a caratteristiche ambientali come salinità e temperatura (Patimar *et al.*, 2008).

È stato inoltre osservato come le popolazioni presenti nel Mar Caspio possedano una lunghezza media ed una età media simile a quelle presenti nel canale della Manica. Di contro, sempre le popolazioni del Mar Caspio, mostrano una longevità minore rispetto alle popolazioni presenti nelle acque costiere del Mar Mediterraneo. Si possono comunque osservare similitudini in termini di longevità tra aree geograficamente vicine mentre differenze progressivamente maggiori tra popolazioni distanti geograficamente tra loro (Sparre and Venema, 1998). Inoltre, condizioni ecologicamente ideali per la specie danno come risultato una longevità e delle dimensioni massime maggiori (Patimar *et al.*, 2008).

2.2.6. Ecologia e comportamento

Atherina boyeri ha un'ampia valenza ecologica e si riproduce sia all'interno delle lagune ma anche in altri ambienti (ad es. laghi). Negli ambienti lagunari questa specie tende a fare spostamenti più o meno massicci verso le aree costiere esterne alle lagune, tanto che viene definita come una specie "semi-sedentaria" (Andreu-Soler *et al.*, 2003). In uno studio fatto sul fiume La Vega (Spagna) è stato osservato che gli esemplari aventi una lunghezza compresa tra i 1,2 cm e i 7,0 (TL) compiono spostamenti verticali nella colonna d'acqua tra il fondo e la superficie dell'acqua (Clavero *et al.*, 2005). In questo caso specifico, non viene indicata l'escursione in metri degli spostamenti; le fototrappole sono state posizionate in un tratto di acqua dolce di 600 m, situato appena a monte dal tratto di fiume influenzato dalla marea (a ridosso quindi della costa). Le fototrappole sono state collocate in pool isolate che trattenevano l'acqua, soprattutto nei mesi estivi (Clavero *et al.*, 2005). Le popolazioni di *A. boyeri* che vivono all'interno delle lagune dell'Adriatico, generalmente si spostano in autunno dalla laguna verso il mare dove possono trovare temperature più favorevoli, cioè maggiori di 8°C. Successivamente questi esemplari tornano in laguna, negli estuari e nelle zone costiere solo verso la primavera successiva, dove ritroveranno nuovamente temperature superiori agli 8°C; lo stesso comportamento è stato osservato per gli Atherinidae nelle regioni del Ponto-Caspio (Kara e Quignard, 2019).

Sembra inoltre che la direzione della corrente non influenzi i movimenti all'interno della laguna o dalla laguna al mare e viceversa di *A. boyeri*, in quanto gli individui appartenenti a questa specie possiedono una buona capacità e velocità di nuoto (Bardin e Pont, 2002).

È un animale con abitudini diurne, cioè tende a muoversi di più di giorno, e questo aspetto è più marcato negli esemplari di dimensioni maggiori rispetto ai più piccoli (Kara e Quignard, 2019). Secondo Bardin e Pont (2002), questa specie è stata catturata maggiormente di giorno, circa 13 volte

di più rispetto alle catture effettuate durante i campionamenti notturni, ad indicare che probabilmente *A. boyeri* usa la vista per orientarsi, come la maggior parte dei pesci pelagici oceanici (Manteifel *et al.*, 1978).

Relativamente al movimento nella colonna d'acqua, gli esemplari più giovani, e quindi di dimensioni più piccole, tendono a muoversi in superficie a causa della loro dieta planctivora, mentre gli esemplari di dimensioni maggiori, che seguono una dieta mista, tendono a stare più spesso vicino al fondale (Vizzini e Mazzola, 2003). Questa posizione vicino al substrato degli individui di taglia maggiore, oltre che alla ricerca delle prede preferite, è anche dovuta alla necessità di evitare di essere predati da uccelli piscivori diurni, come garzette, aironi, cormorani, sterne, gabbiani e molti altri (Kara e Quignard, 2019).

2.2.7. Alimentazione

Il latterino è un pesce carnivoro opportunisto (Kara e Quignard, 2019; Zerunian, 2004). È stato infatti evidenziato che *A. boyeri* può predare specie diverse in relazione a quella che è la disponibilità di prede nell'ambiente ed alla facilità di predare le diverse prede (Bartulovic *et al.*, 2004). Negli ecosistemi pelagici, sia marini che di acqua dolce, *A. boyeri* si nutre di zooplancton, mentre negli ecosistemi ad acque basse e ricchi di vegetazione acquatica, sia marini che di transizione o di acqua dolce, una quota significativa della sua dieta risulta costituita da organismi bentonici (Kiener e Spillman, 1969; Ferrari e Rossi, 1983-84; Alessio *et al.*, 1990; Rosecchi e Crivelli, 1992; Franzoi *et al.*, 1999; Vizzini e Mazzola, 2002; Bartulovic *et al.*, 2004; Kara e Quignard, 2019).

Diversi Autori hanno evidenziato variazioni della dieta di *A. boyeri* sia su base stagionale che in relazione alla dimensione degli individui (per una review vedi Kara e Quignard, 2019).

Bartulovic *et al.* (2004) hanno studiato l'alimentazione di questa specie sulle coste croate del mare Adriatico, evidenziando variazioni stagionali della dieta. I Copepodi assieme ai Cladoceri sono risultati le prede dominanti in autunno (in particolare *Penilia avirostris*) e inverno (con preferenza per Ciclopoidi e Calanoidi). Le larve di Decapodi risultavano invece essere le prede principali nei mesi primaverili, mentre in estate le prede rinvenute negli stomaci di *A. boyeri* erano i Misidacei, per lo più *Mesopodopsis slabberi* e *Paramysis helleri*. Per il mese di giugno, nei contenuti stomacali, sono stati rinvenuti anche insetti, Coleotteri in particolare. Analizzando la dieta degli esemplari di *A. boyeri* suddivisa per classi di taglia, nello stomaco dei pesci di dimensioni minori (4,5-5,5 cm, circa, TL) è stato osservato un numero molto maggiore di Cladoceri e Copepodi. Nello stomaco degli individui di dimensioni maggiori le prede erano principalmente larve di Decapodi, Misidacei e uova di pesci (Bartulovic *et al.*, 2004).

Nelle sacche del Delta del Po è stato osservato un cambiamento nella dieta all'aumentare delle dimensioni corporee (Ferrari e Rossi, 1983-84): gli individui di piccole dimensioni predano prevalentemente organismi zooplanctonici, come Copepodi e larve di Policheti, Bivalvi e Decapodi; all'aumentare delle dimensioni, la dieta risulta costituita soprattutto da organismi bentonici, come Anfipodi (Corofidi e Gammaridi) e Policheti.

Uno studio su *A. boyeri* effettuato nel Lago di Massaciuccoli e nel vicino porto di Viareggio (Alessio *et al.*, 1990), ha evidenziato che gli individui appartenenti alla classe di taglia più piccola (31 mm-50 mm) predavano principalmente insetti, in particolare Ditteri Chironomidi e Imenotteri, seguiti da Crostacei Isopodi; la dieta degli individui di dimensioni comprese tra 51 mm e 70 mm, era costituita principalmente da larve di Chironomidi e, in misura minore, Crostacei Cladoceri; infine,

gli individui con una lunghezza compresa tra 71 mm e 90 mm, predavano soprattutto Crostacei Isopodi, Cladoceri e Decapodi.

A. boyeri è tuttavia, a sua volta, predata da numerose specie di uccelli e pesci piscivori (Kara e Quignard, 2019). Questa specie riveste, quindi, un ruolo fondamentale nella rete trofica degli ambienti di transizione, fungendo da principale connessione tra organismi planctonici e bentonici da una parte e organismi a un livello trofico superiore dall'altra.

2.2.8. Rapporto con l'uomo

Atherina boyeri è una specie di forte interesse sia ecologico, essendo un importante anello della catena alimentare nei sistemi acquatici, che economico, vista la sua importanza come risorsa della pesca lagunare (Provincia di Venezia, 2009) e lacustre (Lorenzoni e Ghetti, 2012). *A. boyeri*, infatti, è una specie ampiamente pescata, sia per la sua abbondanza che per la facilità di cattura. Nel lago Trasimeno il latterino viene pescato con reti da lancio (giacchio) e la pesca di questa specie in questo lago ha toccato i picchi maggiori tra il 1935 e il 1937 (con 264,6 tonnellate) (Moretti *et al.*, 1959). Nella laguna di Lesina la produzione di questa specie è stata stimata in 40 kg/ha/anno (Trotta *et al.*, 2009). In Grecia, nella laguna di Vistonis e nel lago di Porto si stima che nel 1999 siano state pescate 285 tonnellate di *A. boyeri* (Koustrakis, 2000), mentre nella laguna di Trikonis la stima del pescato annuale tra il 1990 e il 2000 è stata di 550 tonnellate (Leonardos, 2001). *A. boyeri* rappresenta una delle principali specie target della pesca artigianale in laguna di Venezia, con circa 62 t pescate per anno nel periodo 2004-2006 (Provincia di Venezia, 2009).

Anche se la IUCN l'ha classificata come LC (Minor preoccupazione) all'interno sia della Lista Rossa globale che della Lista Rossa del Mediterraneo, si stima che attualmente *A. boyeri* sia una specie sovra sfruttata (Kara e Quignard, 2019). Questa specie è inoltre minacciata dall'uomo e dai cambiamenti che si stanno verificando nelle aree in cui vive (Kara e Quignard, 2018). *A. boyeri* è sensibile alla qualità dell'acqua ed alla modifica dell'ambiente (Kara e Quignard, 2018). Sono state infatti osservate deformazioni dello scheletro (come lordosi e scogliosi) negli esemplari che vivono in un ambiente inquinato, come l'estuario di Neretva, in Croazia (Tutman *et al.*, 2000), probabilmente dovute alla presenza di rame e alluminio nei tessuti dei pesci (Ayed *et al.*, 2008; 2011). Un ulteriore esempio è dato dalla laguna di Etolikon, dove si è riscontrato un aumento del tasso di mortalità di numerosi pesci tra cui *A. boyeri*, in relazione alla presenza di gesso e sostanza organica, dovuto alla costruzione dello spartiacque, la cui presenza ha portato alla formazione di H₂S (tossico) e anaerobiosi (Leonardos e Sinis, 2000).

3. L'AMBIENTE DI STUDIO: LA LAGUNA DI VENEZIA.

La Laguna di Venezia, collocata nell'alto Adriatico, si estende tra le foci dei fiumi Piave (a nord-est) e Brenta (a sud-ovest) ed è una delle lagune di maggior estensione del Mediterraneo, con una superficie complessiva di circa 550 km² (circa 50 km di lunghezza per 11 km di larghezza), di cui il 67% coperti d'acqua, il 25% è occupato da barene e l'8% da isole (Buljan e Zore-Armanda, 1976; Rapaglia *et al.*, 2011). Questa laguna è caratterizzata da una complessa struttura morfologica ma anche, storicamente, da forti pressioni antropiche e da modifiche dell'ambiente ad opera dell'uomo (Ravera, 2000; Solidoro *et al.*, 2010).

La laguna di Venezia, considerata un ecosistema lagunare microtidale, è caratterizzata da una profondità media di circa 1 m (Rapaglia *et al.*, 2011). È separata dal mare da un insieme di lidi ma comunica con esso attraverso bocche lagunari (Brigolin *et al.*, 2014). Le aree di basso fondale della laguna di Venezia, che costituiscono il 75% della superficie totale della laguna (Molinaroli *et al.*, 2009), sono collegate tra loro da una fitta rete di canali i quali per dimensione e profondità decrescono dalla bocca di porto verso le zone più periferiche, fermo restando che la profondità di quelli naturali non supera mai i 2 m (Solidoro *et al.*, 2002). I canali artificiali della laguna di Venezia invece possono essere più profondi e solitamente richiedono attività di dragaggio costanti (Brigolin *et al.* 2014).

Le tre bocche di porto, che collegano la laguna con il mare, possiedono un'ampiezza e una profondità variabile (Brigolin *et al.*, 2014). Nel dettaglio, la bocca di Lido possiede l'ampiezza maggiore, di circa 900 m, la bocca di Malamocco possiede la maggiore profondità di fondale, con un valore di oltre 20 m, mentre la bocca di Chioggia, con soli 8 m di profondità e 400 m di ampiezza, è la bocca di porto di dimensioni minori (Gacic *et al.*, 2004). Vista la presenza di tre bocche di porto, la laguna viene suddivisa in tre sottobacini principali, ognuno con aspetti chimico-fisici caratteristici. Il sottobacino nord della laguna di Venezia, che comunica con il mare attraverso la bocca di Lido, al cui interno si trovano Venezia ed altre isole tra le più importanti, come Burano e Murano, è caratterizzato da un maggiore afflusso di acqua dolce da parte di fiumi e canali (Dese, Vela, Osellino e Lusore) rispetto agli altri sottobacini (Solidoro *et al.*, 2002). Nonostante l'ampio ricambio di acqua che questo sottobacino ha con il mare, la significativa immissione di acqua dolce, dovuta a questi immissari, causa la formazione di aree con minor salinità (Cucco e Umgiesser, 2002). Dal punto di vista della fauna ittica, il sottobacino nord è anche caratterizzato da una maggiore abbondanza di specie rispetto gli altri due sottobacini (Franco *et al.*, 2006a).

Il sottobacino centrale è quello che subisce il maggior afflusso di inquinanti di natura antropica a causa degli scarichi provenienti dalla città di Venezia e dal polo industriale di Marghera. Questa parte della Laguna è influenzata dalla presenza del canale di Malamocco-Marghera. A causa delle grandi dimensioni di questo canale, questo sottobacino è caratterizzato da un maggiore idrodinamismo, da una corrente di marea molto forte (1000 cm/s) e da un grande volume di acqua scambiato con il mare (10,718 m³/s) (Cucco e Umgiesser, 2002). L'insieme di queste caratteristiche e le operazioni di dragaggio del fondale per permettere l'accesso delle navi a Marghera, rende più evidenti gli effetti della corrente, con un conseguente elevato tasso di erosione in questo sottobacino (Franco *et al.*, 2006a).

Il bacino sud è caratterizzato dalla presenza della città di Chioggia, un importante porto di pesca del nord Adriatico, e comunica con il mare attraverso la bocca di porto di Chioggia. Questo sottobacino, di dimensioni minori rispetto gli altri due, è caratterizzato dal minor scambio di acqua con il mare e dalle minori immissioni di acqua dolce (Cucco e Umgiesser, 2002).

La morfologia, l'idrologia e le caratteristiche chimico-fisiche della laguna hanno determinato la presenza in laguna di Venezia di una caratteristica eterogeneità spaziale; è infatti presente un insieme di habitat interconnessi tra loro, come praterie di fanerogame marine, piane di sabbia, piane di fango e aree paludose, ognuno dei quali con caratteristiche e ruoli ecologici differenti (Franco *et al.*, 2006a; Molinaroli *et al.*, 2009; Brigolin *et al.*, 2014).

Tra i differenti habitat presenti all'interno della laguna di Venezia, barene e praterie di fanerogame sono quelli più importanti dal punto di vista ecologico per la fauna ittica (Franco *et al.*, 2006a; Scapin *et al.*, 2018a; Scapin *et al.*, 2018b).

All'interno di questi habitat sono infatti numerose le popolazioni di pesci specializzati a vivere in questi ambienti (Franco *et al.*, 2006a). Normalmente le praterie possiedono un importante ruolo di *nursery*, soprattutto nelle lagune e negli ecosistemi di transizione (Beck, M.W. *et al.*, 2001). Tuttavia, nella Laguna di Venezia, le praterie non sembrano avere un marcato ruolo di *nursery* per gli esemplari giovanili delle specie migratrici, che invece tendono ad aggregarsi negli habitat di barena (Franco *et al.*, 2006a), anche se rivestono comunque un ruolo importante a livello di conservazione di alcune specie, come ad esempio quelle della famiglia Syngnathidae (Scapin *et al.*, 2018b).

4. MATERIALI E METODI.

4.1. *Attività di campo*

I campioni di fauna ittica analizzati nella presente tesi sono stati raccolti nell'ambito del progetto di ricerca CORILA Venezia 2021. Le campagne di campionamento sono state effettuate da personale di Laguna Project s.n.c. e da ricercatori del Dipartimento di Scienze Ambientali, informatica e Statistica dell'Università Ca' Foscari Venezia. Per completezza di informazione, viene riportata di seguito una descrizione delle attività di campionamento.

Sono state svolte 6 campagne di campionamento da marzo a novembre 2019: marzo (I), giugno (II), luglio (III), settembre (IV) ottobre (V) e novembre (VI). Di norma, i campionamenti sono stati effettuati durante la fase di marea sigiziale.

I campionamenti di fauna neotonica sono stati effettuati in 18 stazioni (fig. 1, tab. 1) collocate in tutti e tre i sottobacini lagunari (nord, centro e sud).

Le stazioni di campionamento (fig. 1, tab 1) sono state collocate sia all'interno della laguna che all'esterno delle bocche di porto. In ogni sottobacino così considerato sono state infatti esplorate tre tipologie di habitat di basso fondale (profondità < 1,5 m): praterie di fanerogame, barene (sia canali interni che bordi esterni) e spiagge (ambiente marino-costiero esterno alla bocca di porto).

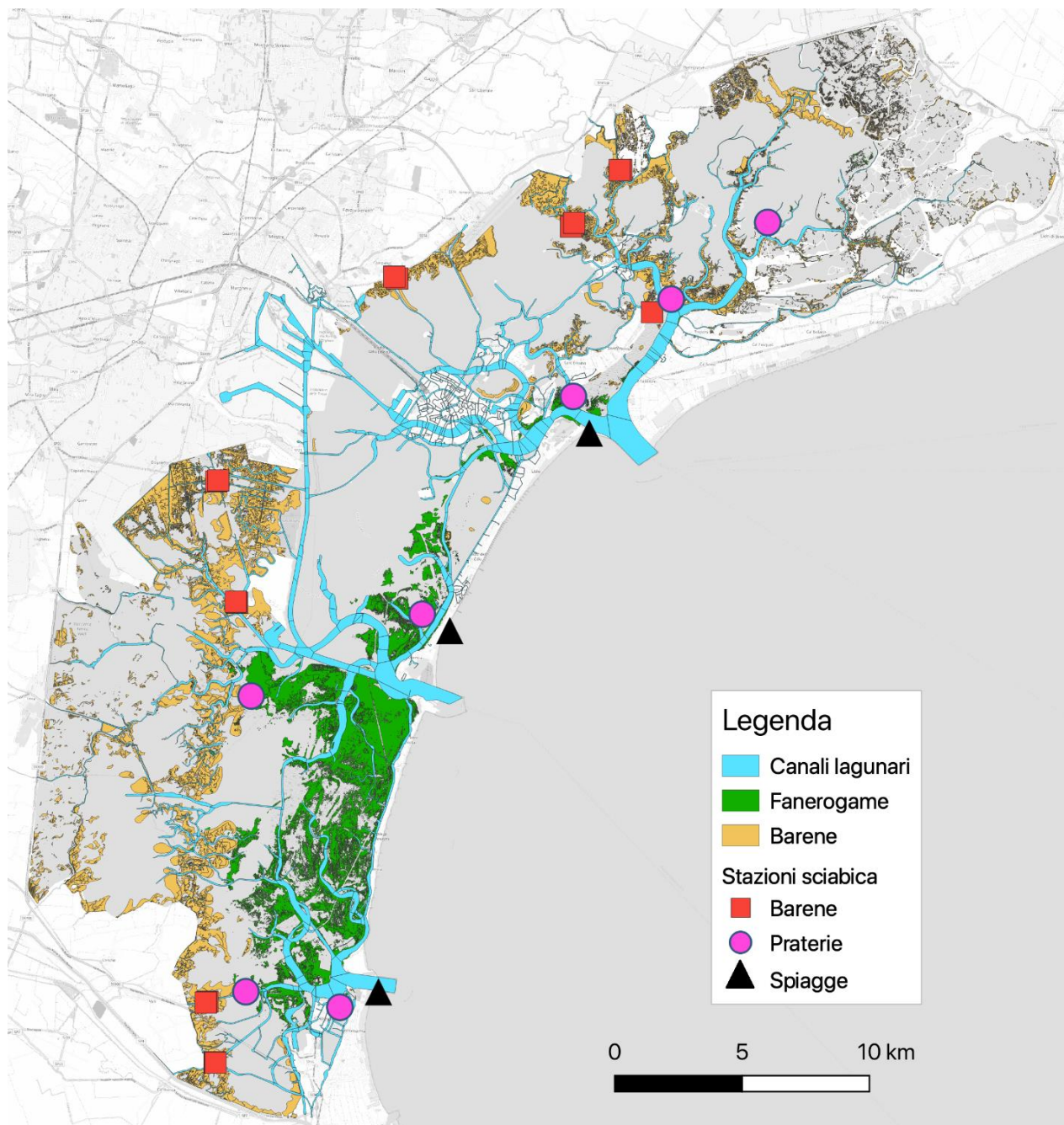


Figura 4. L'area di studio e i punti di campionamento

Tabella 1. Coordinate delle stazioni di campionamento, in gradi longitudine e latitudine (WGS84). La tabella presenta anche i codici di identificazione e la descrizione del tipo di habitat campionato.

Stazioni di campionamento	X	Y	Habitat
NP1	12.393359°	45.441485°	Prateria
NP2	12.4409424°	45.4769379°	Prateria
NP3	12.488198°	45.505096°	Prateria
NB1	12.3030005°	45.4810788°	Barena
NB2	12.389442°	45.501421°	Barena
NB3	12.4137664°	45.5220053°	Barena
NB4	12.43152°	45.4720888°	Barena

SN	12.4019732°	45.4286675°	Spiaggia
CP1	12.321162°	45.362808°	Prateria
CP2	12.236872°	45.33194°	Prateria
CB1	12.2282545°	45.3647289°	Barena
CB2	12.21668°	45.407615°	Barena
MU	12.335299°	45.357322°	Bocca di porto
SP1	12.286562°	45.223083°	Prateria
SP2	12.239294°	45.227434°	Prateria
SB1	12.2203117°	45.2234649°	Barena
SB2	12.2248802°	45.2021598°	Barena
SM	12.305589°	45.228957°	Bocca di porto

I campioni di ittiofauna sono stati raccolti utilizzando una sciabica da spiaggia a maglia fitta (distanza di internodo 2mm), lunga 10 metri e alta 2 metri. In ogni stazione sono state effettuate due repliche; nelle stazioni di barena, ad eccezione di NB4, le due repliche sono state collocate una sul bordo della barena ed una in un canale tidale (ghebo) limitrofo.

Per ogni replica, la superficie di fondale campionata è stata calcolata tramite la formula: Lunghezza di traino * Distanza di apertura della rete. Si è cercato di mantenere lo sforzo di campionamento costante per ogni replica, con l'obiettivo di mantenere le dimensioni di fondale esplorato il più possibile simili, circa 300 m² per stazione.

Subito dopo la cattura, gli esemplari campionati sono stati posti dentro dei sacchetti e mantenuti refrigerati fino all'arrivo in laboratorio, dove sono stati poi congelati a -20° C.

Contestualmente alle uscite di campionamento, in tutte le stazioni e, nel caso delle barene, sia nel ghebo che nel bordo di barena, sono stati rilevati, tramite l'utilizzo di una sonda multiparametrica, i principali parametri ambientali: temperatura dell'acqua (± 0.01 C°), salinità (± 0.01 PSU), ossigeno disciolto (± 0.01 % saturazione) e torbidità (± 0.1 FNU). Inoltre, in tutte le stazioni e durante ogni campionamento sono stati anche filtrati 200 mL di acqua usando filtri Whatman GF/F di 47 mm di diametro per la successiva determinazione della concentrazione di clorofilla totale ($\mu\text{g/L}$). Per la determinazione della concentrazione di clorofilla nel sedimento sono state anche raccolte, in ogni stazione di basso fondale campionata, 3 repliche di sedimento superficiale.

4.2. Attività di laboratorio

I campioni da processare sono stati di volta in volta tolti dal congelatore e lasciati scongelare per 24 ore in frigorifero a circa 6 °C. Tutti gli individui sono stati identificati possibilmente fino al livello di specie. Per ogni taxon così individuato si è proceduto al conteggio degli individui e alla misura del peso totale del campione (0.01 g oppure 0.001 g). Per ogni taxon sono state poi effettuate misure di lunghezza (Lunghezza Standard SL, 1 mm oppure 0.1 mm) e peso umido (0.01 g oppure 0.001 g) individuali. Nel caso di campioni con meno di 100 individui per taxon, le misure sono state effettuate su tutti gli esemplari campionati. Nel caso di campioni più abbondanti, le misure sono state limitate ad un sottoinsieme rappresentativo di almeno 100 individui per taxon.

Per l'identificazione delle specie è stato utilizzato numeroso materiale bibliografico: Fisher *et al.* (1987), Gandolfi *et al.* (1991), Whitehead *et al.* (1984-1986, 1988) per quanto riguarda gli adulti, mentre per gli esemplari giovanili sono stati consultati i lavori di Arias and Drake (1990), D'Ancona

and Lo Bianco, (1932-1933), Ré and Meneses (2009). Per gli stadi postlarvali e giovanili della famiglia dei Mugilidae si è utilizzato il metodo dell'osservazione del pattern dei cromatofori, per confermarne l'identificazione (Franzoi *et al.*, 1989; Serventi *et al.*, 1996).

Nonostante tutto il campione raccolto, contenente differenti specie ittiche, sia stato analizzato, in questo lavoro di tesi sono stati considerati per le successive analisi dei dati solamente gli esemplari di *Atherina boyeri*.

4.3. *Analisi dei dati.*

Per l'analisi dei dati biologici raccolti si è proceduto con 3 diversi step: nel primo, i campioni sono stati suddivisi in classi di taglia e se ne è osservata la distribuzione per mese di campionamento; nella seconda parte è stata analizzata la distribuzione temporale e spaziale delle abbondanze; nella finale, invece, il focus è stato l'analisi dell'accrescimento in lunghezza della coorte rappresentata degli individui nati nel 2019 (coorte 0+).

Nella prima fase si è analizzata la distribuzione per classi di taglia. Da principio sono stati inseriti in un file *Excel* i dati inerenti al numero totale di esemplari di *A. boyeri* osservati in laboratorio (dai campioni) assieme ai dati di lunghezza standard (SL, lunghezza dalla fine del muso fino all'inizio della pinna caudale) e peso (P).

Tramite il software *R* si è proceduto con l'elaborazione di grafici per la distribuzione degli esemplari, divisi per campagna (quelle dei mesi di Marzo, Giugno, Luglio, Settembre, Ottobre e Novembre) al fine di poter identificare e dividere gli esemplari adulti (coorte $\geq 1+$) da quelli nati nell'anno (coorte 0+), sulla base delle distribuzioni di frequenza delle lunghezze e applicando il metodo di Bhattacharya. Questo metodo consiste nella scomposizione di una distribuzione di taglia composita (polimodale), contenente più coorti (gruppi di individui nati in anni diversi), in una successione di distribuzioni normali; permette quindi di trovare le frequenze relative e la distribuzione di frequenza di coorti distinte nella distribuzione di frequenza delle lunghezze osservata, risolvendola in componenti gaussiane (Pauly D., Caddy J., 1985). Dopo aver individuato le lunghezze-soglia, sono stati contati gli individui misurati appartenenti a ciascuna delle due coorti (0+ e $\geq 1+$), e successivamente calcolate le abbondanze di ciascuna coorte per campione facendo una proporzione rispetto al numero totale di individui di *A. boyeri* campionati.

La fase successiva è stata quella dell'analisi della distribuzione temporale e spaziale dei valori di abbondanza di *Atherina boyeri* in laguna di Venezia. In questa fase lo scopo era quello di analizzare le differenze della distribuzione sia tra i periodi (temporale), sia tra gli habitat e i sottobacini (spaziale); in primis, si è proceduto con lo standardizzare le abbondanze degli esemplari campionati come densità (numero di individui per 100 m²) tramite la formula Numero di esemplari raccolti/Area di campionamento *100.

Al fine di confrontare le variazioni di abbondanza nel tempo, le sei campagne di campionamento sono state raggruppate in quattro periodi: 1, inizio primavera (comprende la prima campagna, marzo); 2, fine primavera (riguardante la V campagna, giugno); 3, estivo (che include assieme la VI e VII campagna, luglio e settembre); e 4, autunnale (che include la VIII e IX campagna, ottobre e novembre). Sono stati considerati sia i dati di abbondanza totale di *A. boyeri*, sia i dati di abbondanza per ciascuna delle due coorti individuate. Sono state calcolate le mediane (e i range interquartili, per poter quindi valutare la varianza) per periodo, habitat e sottobacino, separatamente per il

campione totale e per ciascuna coorte, tramite Excel. Con lo scopo di studiare la distribuzione spaziale di *A. boyeri* (sia generica che differenziata per coorte).

I valori così ottenuti sono stati visualizzati mediante boxplot (mediana, 1° e 3° quartile, così da rappresentare la variabilità). Ai dati di abbondanza (totale e per coorte), è stato applicato il test non parametrico di Kruskal-Wallis, (Conover, 1999), che è l'equivalente non parametrico dell'analisi della varianza applicata ad un criterio di classificazione, al fine di identificare eventuali differenze significative di abbondanza tra periodi, habitat e sottobacini.

Infine, è stato analizzato l'accrescimento della coorte 0+, sia in termini di lunghezza (SL) che di peso (P). Sono stati quindi calcolati i valori delle mediane per i dati del peso individuale (P) e della lunghezza standard (SL) degli individui appartenenti alla coorte 0+, divisi per campagna, habitat e sottobacino.

Questi valori sono stati, poi, elaborati in R, per poterli rappresentare con un grafico di punti e linee, così da evidenziare visivamente l'andamento di lunghezza e peso. Per farlo i dati sono stati raggruppati, sia per habitat che per sottobacino.

In questo modo si è cercato di evidenziare le differenze, dove presenti, e se queste si riscontrano a livello di habitat diversi o sottobacini diversi o a livello di entrambi i raggruppamenti.

Alla fine è stato applicato il test di Kruskal-Wallis. Lo scopo era quello di indagare le differenze nell'accrescimento di lunghezza e peso individuali, valutando quindi se habitat e/o sottobacini diversi influenzino gli accrescimenti.

5. RISULTATI

5.1. *Fattori abiotici*

Viene riportata di seguito una breve descrizione dell'andamento dei fattori ambientali misurati durante il periodo di indagine, al fine di evidenziare eventuali differenze fra sottobacini, habitat e campagne di campionamento.

L'andamento delle temperature (fig. 5) è simile per tutti e tre i sottobacini: da marzo a giugno vi è un aumento notevole di temperatura; le temperature rimangono poi elevate nei mesi di luglio e settembre, per poi calare sensibilmente durante l'autunno. Ciononostante, sono evidenziabili alcune differenze sia fra sottobacini che fra habitat. Le temperature maggiori sono state osservate nelle stazioni di barena del sottobacino nord a giugno, mentre quelle minori sono state misurate a marzo nelle stazioni a barena del sottobacino centrale. Nel sottobacino nord è stata riscontrata una maggiore variabilità dei valori mensili di temperatura, rispetto a quanto osservato negli altri due sottobacini, sia negli habitat di prateria che in quelli di barena. Nei sottobacini nord e sud sono stati osservati, sia ad ottobre che a novembre, valori minori di temperatura negli habitat lagunari a barena, più lontani dalle bocche di porto, rispetto ai valori misurati in mare. Questo pattern non è invece stato osservato nel sottobacino centrale (fig. 5).

La salinità presenta valori maggiori negli habitat marini, come era prevedibile (fig. 5). L'unica eccezione significativa è quella del mese di novembre, quando i valori di salinità sono risultati maggiori nelle stazioni di prateria rispetto a quelle di mare, in tutti e tre i sottobacini.

Per quanto riguarda i due habitat lagunari, sono stati osservati valori in genere elevati per le praterie di fanerogame, con salinità confrontabili a quelle marine. I valori più bassi di salinità per le praterie sono stati osservati a giugno (sottobacini nord e centrale) e ottobre (sottobacino sud).

Negli habitat di barena la salinità è risultata sempre minore rispetto agli altri due habitat considerati, all'interno di ogni sottobacino. Le stazioni di barena del sottobacino nord sono risultate caratterizzate da valori di PSU minori rispetto a quelli osservati nelle stazioni di barena degli altri sottobacini, e da range interquartili molto maggiori; questo potrebbe spiegarsi con la conformazione geografica e morfologica di questa parte della laguna e, soprattutto, con il fatto che il sottobacino nord è quello che riceve il maggiore afflusso di acqua dolce da parte di fiumi e canali (Solidoro *et al.*, 2002)).

I valori di torbidità sono risultati di norma maggiori negli habitat di barena, con poche eccezioni; i valori maggiori sono stati osservati nelle barene dei sottobacini nord e sud, mentre nel sottobacino centrale i valori di torbidità sono risultati di norma inferiori (Fig. 5). I valori minori di torbidità sono stati sempre misurati nelle stazioni a mare.

I valori maggiori di clorofilla in colonna d'acqua sono stati osservati negli habitat di barena del sottobacino nord, sull'intero periodo di indagine (fig. 5). Si nota anche una maggiore variabilità, dovuta forse al maggior numero di stazioni di barena in questo sottobacino e alla loro diversa collocazione lungo il gradiente bocca di porto-gronda lagunare (fig. 4). Le concentrazioni di clorofilla sono andate aumentando da marzo a luglio, per poi calare nei mesi successivi fino ai valori molto bassi osservati alla fine del periodo di studio (fig. 5). Negli habitat di prateria e marino del

sottobacino nord sono stati invece misurati valori bassi di concentrazione di clorofilla nella colonna d'acqua sull'intero periodo di indagine.

I valori più bassi di clorofilla in acqua sono stati osservati di norma nel sottobacino centrale, dove è anche evidenziabile una bassa variabilità tra gli habitat. Infatti, si osservano tutti valori molto simili, con a luglio un picco relativo di clorofilla per gli habitat di barena e a settembre un picco relativo per gli habitat di prateria (fig. 5).

Nel sottobacino sud infine, le concentrazioni di clorofilla in acqua sono risultate sempre maggiori negli habitat di barena, similmente a quanto osservato nel sottobacino nord anche se con valori quasi sempre inferiori. È stato osservato un aumento delle concentrazioni da marzo a giugno, con i valori che rimangono poi confrontabili fino ad ottobre per poi calare a valori minimi in novembre. Anche in questo sottobacino, i valori di clorofilla in acqua sono molto bassi negli habitat di prateria e mare (fig. 5).

Nel caso dei valori di clorofilla nel sedimento (fig. 5), le differenze tra sottobacini sono risultate meno accentuate di quelle osservate per la clorofilla misurata nella colonna d'acqua. Anche in questo caso, comunque, i valori maggiori sono stati misurati negli habitat di barena del sottobacino nord, con range interquartili molto grandi. Anche negli altri due sottobacini, i valori maggiori di concentrazione di clorofilla nel sedimento sono stati osservati negli habitat di barena. Negli habitat di barena di tutti e tre i sottobacini i valori maggiori di clorofilla nel sedimento sono stati osservati nei mesi autunnali (fig. 5). Negli habitat di prateria le concentrazioni di clorofilla nel sedimento sono risultate quasi sempre inferiori, in tutti e tre i sottobacini, a quelle misurate negli habitat di barena. Concentrazioni molto basse di clorofilla nel sedimento sono state riscontrate nelle stazioni marine in tutti e tre i sottobacini, sull'intero periodo di indagine (fig. 5).

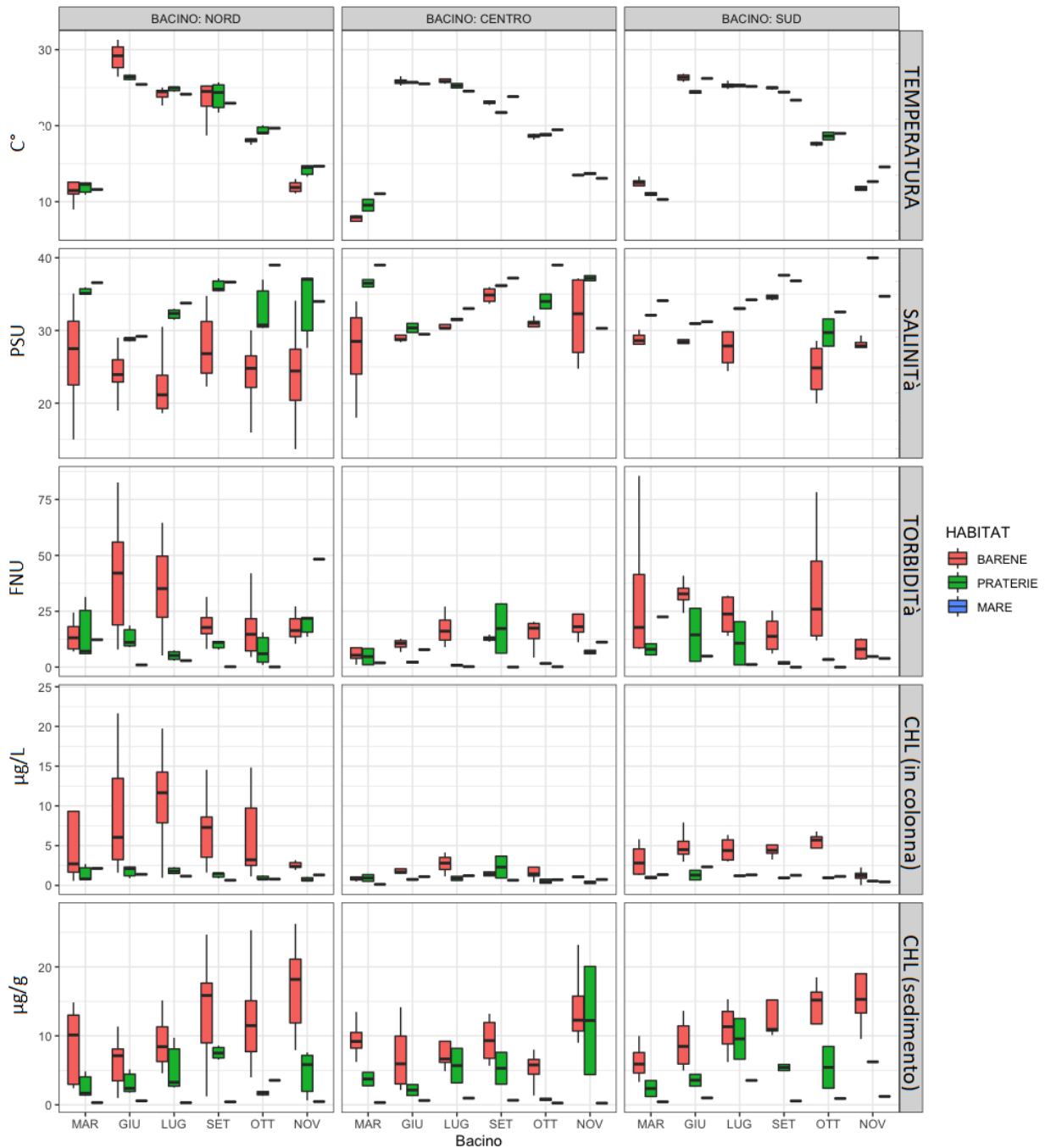


Figura 5. Il grafico rappresenta un'analisi temporale e spaziale dei fattori abiotici. A lato le unità di misura, mentre di colori diversi ritroviamo i vari habitat. Le box rappresentano il 1° e 3° quartile (25 e 75% della distribuzione). Le barre rappresentano gli estremi (min e max) e la barra orizzontale rappresenta la mediana (2° quartile)

5.2. *Andamento delle abbondanze e struttura di popolazione nel periodo di indagine*

Sulla base delle misure di lunghezza (Lunghezza Standard, SL) degli esemplari campionati per stazione e per data di campionamento è stato possibile risalire alla struttura per taglia della popolazione di *Atherina boyeri*. A questo scopo sono state analizzate le distribuzioni di frequenza delle lunghezze (SL) individuali ottenute cumulando assieme gli individui campionati nello stesso

sottobacino per mese di campionamento (fig. 6). Per la costruzione delle distribuzioni di frequenza delle lunghezze gli individui sono stati organizzati in classi di taglia di 5 mm.

Osservando le distribuzioni di frequenza ottenute (fig. 6) si evidenzia un pattern temporale sostanzialmente simile nei tre sottobacini lagunari.

Le abbondanze sono basse nel mese di marzo, per crescere significativamente a partire da giugno e raggiungere un picco nel mese di luglio. Osservando i dati, si può notare come da giugno a luglio, si passa da 615 esemplari a 1050 nel sottobacino nord, da 370 a 689 esemplari nel sottobacino centrale, e da 437 a 638 esemplari nel il sottobacino sud,

A partire di settembre, si osservano differenze nei pattern di abbondanza tra sottobacini (fig. 6). Nel sottobacino nord, si osserva un calo significativo delle abbondanze a settembre, un recupero a ottobre, mentre a novembre si registra il valore minimo di abbondanza (44 individui) in questo sottobacino relativamente all'intero periodo di indagine. Nel sottobacino centrale si osserva invece un progressivo calo delle abbondanze da settembre a novembre, mentre il valore minimo di abbondanza è stato riscontrato a marzo. Infine, nel sottobacino sud a settembre sono state osservate abbondanze confrontabili a quelle di luglio, seguite da un calo significativo ad ottobre ed una leggera ripresa a novembre; come in quello centrale, anche in questo sottobacino i valori minimi di abbondanza sono stati osservati a marzo.

Oltre alle variazioni di abbondanza, sono state anche osservate differenze nelle dimensioni degli individui campionati durante il periodo di indagine (fig. 6).

A marzo, in tutti e tre i sottobacini gli individui catturati avevano SL >3,8 cm, con un picco di abbondanza attorno ai 5 cm. In giugno, si osserva, in tutti i sottobacini, un picco di abbondanza di individui con una SL inferiore o pari a 2,5 cm (fig. 6). La distribuzione osservata a giugno è chiaramente bimodale nei sottobacini centro e sud, con una prima moda attorno ai 15 mm di SL, ad indicare il reclutamento di individui nati nelle settimane precedenti, ed una seconda moda attorno a 6-6,5 cm, corrispondente agli individui parentali. La presenza di individui con una SL maggiore di 2,5 cm e inferiore a 3,8 cm sta comunque ad indicare un inizio del reclutamento di nuovi nati nella popolazione già nei precedenti mesi primaverili. Questo risulta particolarmente evidente nel sottobacino nord, dove si osserva una distribuzione sostanzialmente trimodale, con un terzo picco di abbondanza attorno ai 3-3,5 cm di SL (fig. 6).

Il reclutamento di nuovi individui nella popolazione appare del tutto significativo anche nel mese di luglio, in tutti e tre i sottobacini; in questo mese è anche osservabile un aumento significativo delle dimensioni dei giovani individui che hanno reclutato nella popolazione nei mesi precedenti (fig. 6). A luglio è evidente lo spostamento del picco di abbondanza verso i 2,5 cm per i giovanili, soprattutto nei sottobacini centrale e sud. Nel sottobacino centrale la maggior parte degli esemplari ha una lunghezza minore di 3 cm (di SL). È di nuovo visibile l'andamento bimodale, con una moda attorno ai 2,5 cm e una moda attorno ai 6,5-7 cm.

Per il sottobacino nord l'andamento è ancora trimodale, se non addirittura quadrimodale, a ben vedere infatti si potrebbero individuare 4 mode: la prima sotto i 2 cm, ad indicare una nuova ondata di reclutamento; la seconda tra 2,5 e 3 cm, corrispondente alla prima moda osservata in giugno; la terza fra 3,5 e 5 cm, corrispondente alla seconda moda di giugno; infine, una quarta moda sui 6-6,5 cm corrispondente alla terza moda del mese precedente.

A settembre gran parte degli esemplari hanno dimensioni tra i 2,5 cm e i 6 cm (si osserva una moda attorno ai 5 cm di lunghezza standard per tutti e tre i sottobacini). Si vede una crescita nelle dimensioni degli esemplari, sia giovanili che adulti (il valore massimo per questo mese si sposta verso gli 8 cm di SL).

Nel sottobacino centrale si può vedere una varietà di taglie maggiore, con valori minimi di lunghezza standard minori di 2,5 cm e valori massimi superiori agli 8 cm. Visibile anche la crescita della coorte 0+, con lo spostamento del picco del numero di esemplari verso le dimensioni di 5 cm.

Anche nel sottobacino nord la maggioranza degli esemplari ha SL attorno ai 5 cm. Nel sottobacino centrale abbiamo un maggior numero di esemplari attorno ai 2,5 cm di lunghezza, mentre nel sottobacino sud la maggioranza di esemplari ha valori di $SL < 5$ cm, indice di un probabile nuovo reclutamento.

Nel mese di ottobre non è osservabile un aumento delle dimensioni degli individui nei sottobacini nord e sud (figura 5).

Nel sottobacino centrale le dimensioni minime sono ancora inferiori ai 2,5 cm e anzi, sembra esserci un piccolo aumento di esemplari di taglia piccola (con lunghezze attorno ai 2,5 cm), si nota infatti un andamento bimodale (una moda attorno ai 3 cm e una dai 5,5 ai 6,5 cm di SL), infatti la coorte degli adulti mostra delle lunghezze attorno ai 7,5 cm (qualche esemplare arriva anche a superare gli 8 cm di lunghezza standard).

Nel sottobacino sud, con la maggioranza degli esemplari campionati che hanno una lunghezza standard che va da 4 cm a 5,5 cm, si nota, piuttosto, una riduzione del range di dimensioni (fig. 6).

Nell'ultimo mese di campionamento, novembre, tutti e tre i sottobacini mostrano una moda attorno ai 5 cm di SL. Più nello specifico, nel sottobacino nord le dimensioni calano rispetto al mese precedente: la maggior parte degli individui campionati ha una lunghezza attorno ai 5 cm.

Nel sottobacino centrale la situazione è diversa, con un aumento delle dimensioni dei nuovi nati: gli esemplari campionati mostrano infatti valori di lunghezza standard sempre superiori a 2,5 cm, mentre un aumento delle dimensioni negli esemplari già adulti non è osservabile.

Nel sottobacino sud non si vedono aumenti di dimensioni (la maggioranza di esemplari è sempre sotto i 5 cm di lunghezza standard)(fig. 6).

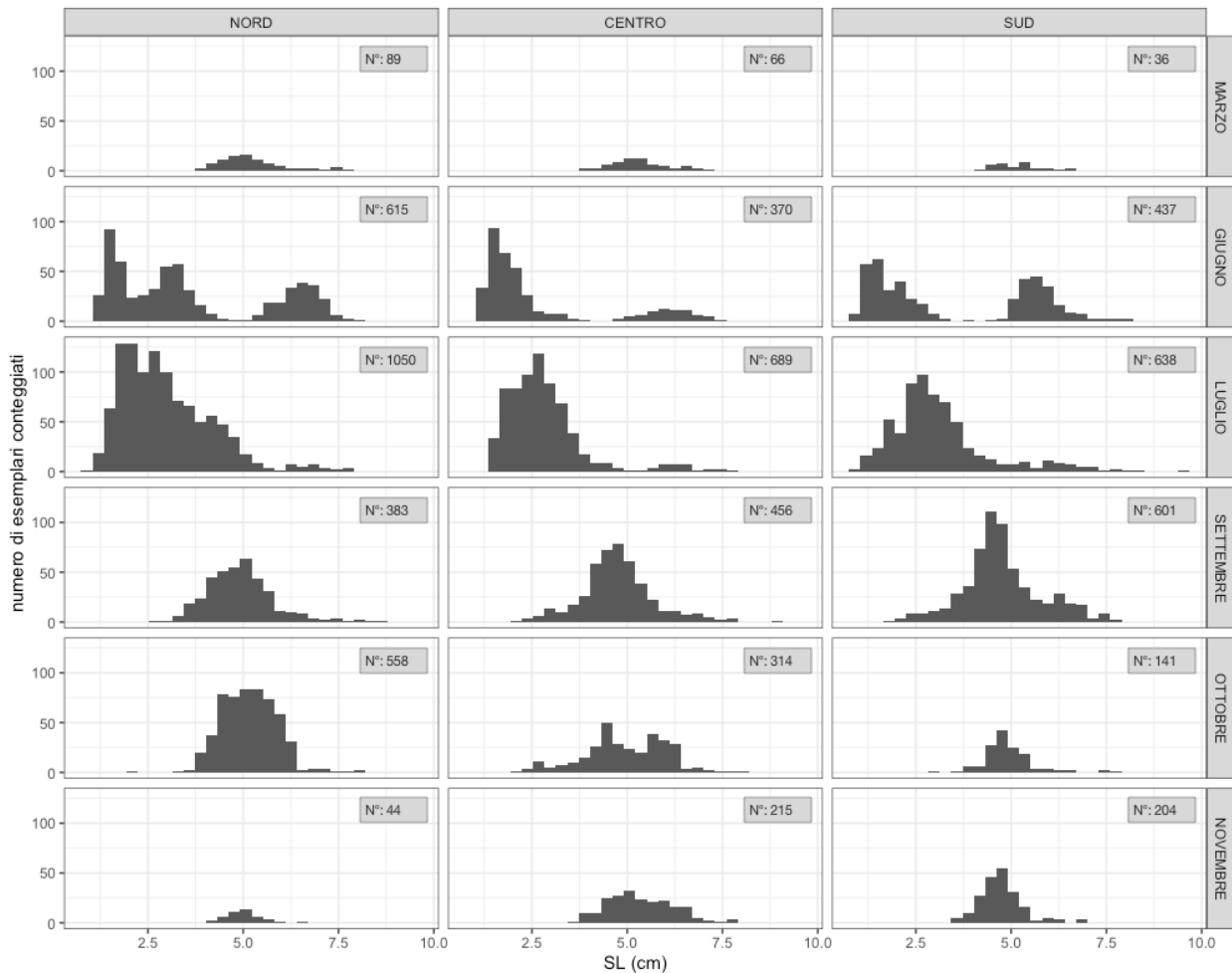


Figura 6. Distribuzioni per classi di taglia (lunghezza standard, SL) rilevate per *Atherina boyeri*, nei sottobacini nord, centro e sud, della laguna di Venezia per le sei campagne.

Poichè le differenze a livello di sottobacini sono particolarmente grandi si è scelto di studiare una distribuzione cumulativa, che serve così che si abbia campioni più grandi perchè a dei dati più cospicui corrisponde un'analisi più corretta e concreta.

Per poter separare le differenti coorti di età presenti nella popolazione di *A. boyeri* è stato utilizzato il metodo di risoluzione di curve polimodali di Bhattacharya. Per avere un dataset significativo, in termini di numero di individui, il metodo è stato applicato alle distribuzioni di frequenza delle lunghezze ottenute per mese di campionamento cumulando assieme tutti gli individui catturati nei tre sottobacini, ottenendo quindi delle distribuzioni totali relative all'intera laguna (fig. 7).

Questa analisi ha permesso di evidenziare la presenza di due coorti: la coorte dei nati nell'anno, o coorte dei giovani o coorte 0+; la coorte degli adulti o coorte dei riproduttori o coorte di età ≥ 1 . Per ogni mese di campionamento, è stato possibile individuare un valore soglia di lunghezza (SL) fra le due coorti (tabella 2). Queste soglie indicano il limite in cm tra gli individui appartenenti alla coorte degli adulti (tutti gli individui campionati con SL uguale o superiore al valore soglia) e quelli appartenenti alla coorte 0+ (tutti gli individui con SL inferiore alla soglia). A livello di abbondanze totali, senza alcuna suddivisione, si vede confermato quanto già esposto nelle analisi delle distribuzioni per sottobacino. Nel mese di marzo si può vedere una sola coorte, quella degli adulti, cosa poi confermata dal test di Bhattacharya (tabella 2).

Nel mese di giugno le due coorti sono evidenti, come anche nel mese di luglio, dove si ha la coorte 0+ che aumenta sia in termini di individui, sia di dimensioni

A settembre le due coorti non si distinguono bene come nei mesi precedenti. Ben evidente, invece, è la crescita degli esemplari giovanili.

Per il mese successivo la distinzione delle due coorti è ancora meno netta, tanto che non si riesce a distinguerle ed è solo grazie al test di Bhattacharya che è stato possibile fissare la soglia a 6,5 cm (tabella 2). A novembre, infine, le due coorti sono difficilmente distinguibili e non è più visibile neppure l'accrescimento degli individui. La maggioranza di questi, infatti, risulta ancora inferiore ai 5 cm.

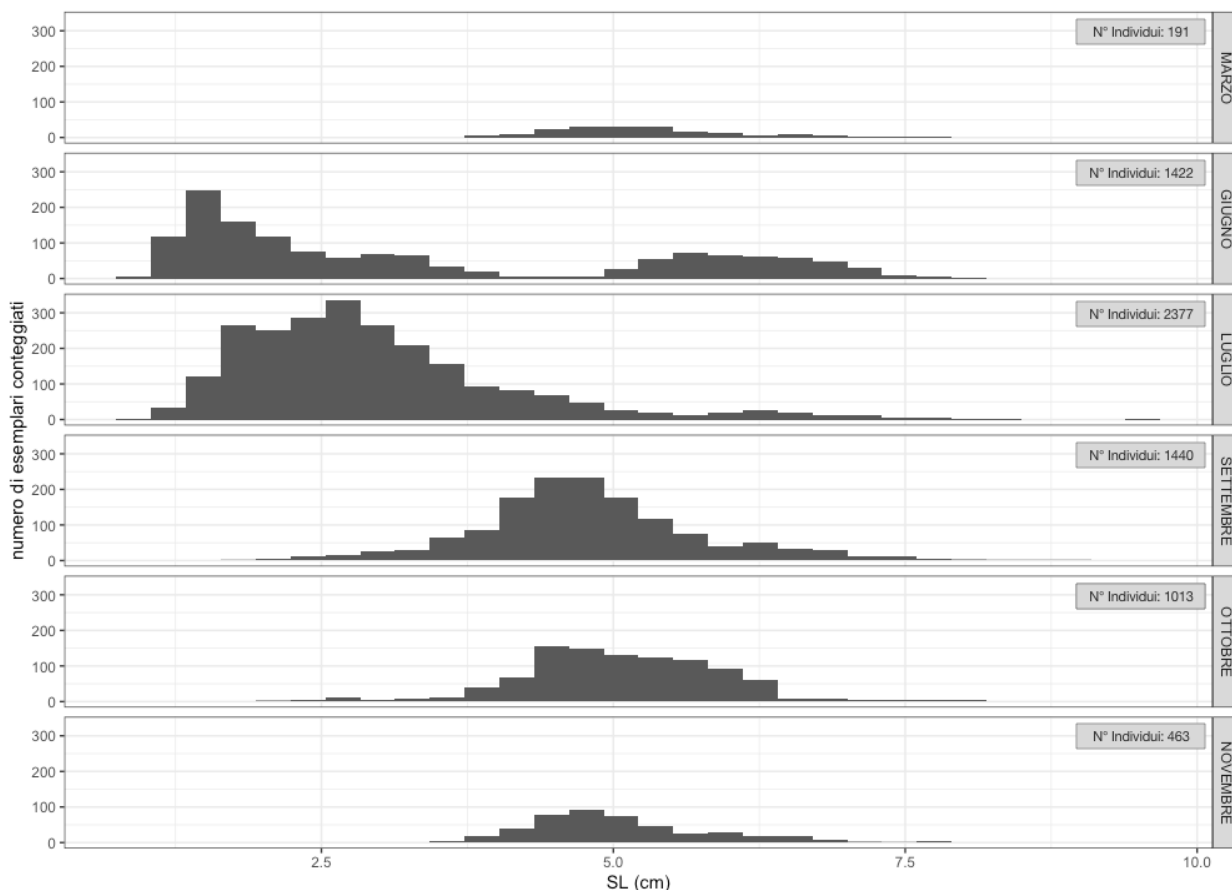


Figura 7. Distribuzioni per classi di taglia (lunghezza standard, SL) rilevate per *Atherina boyeri*, nella laguna di Venezia per le sei campagne.

Tabella 2. Soglie di taglie (lunghezza standard, SL), ricavate tramite test di Bhattacharya. Al di sotto della soglia, gli individui sono stati classificati come giovanili, al di sopra sono stati considerati adulti.

*per la prima campagna la totalità degli esemplari è risultata appartenente alla coorte degli adulti.

Campagna	Mese	Soglia
I	Marzo	*
V	Giugno	5,00 cm
VI	Luglio	5,10 cm
VII	Settembre	6,20 cm
VIII	Ottobre	6,50 cm
IX	Novembre	7,50 cm

5.3. Analisi della distribuzione spaziale

Per questa fase dell'analisi si è deciso di raggruppare le 6 campagne in 4 periodi: inizio primavera (Marzo), fine primavera (Giugno), estate (Luglio e Settembre) e autunno (Ottobre e Novembre). Gli obiettivi di questa parte di analisi sono quelli di valutare le differenze tra habitat e sottobacini in termini sia di densità totale e che di densità delle due coorti ($0+$ e ≥ 1) considerate separatamente.

Dai dati della tabella (tabella 3) e dai grafici (figura 8), risulta che le densità totali sono maggiori per gli habitat di mare (spiaggia), con un'evidente impennata di valori nel periodo di fine primavera nei sottobacini centrale (1099,21 individui/100m²) e sud (982,5 individui/100m²).

Tabella 3. Tabella che riporta le mediane delle densità totali in termini di individui su 100m² e il range tra secondo e terzo quartile, per il totale di esemplari di *A. boyeri* raccolti nei 6 campionamenti.

PERIODO	BACINO	BARENE		MARE		PRATERIE	
		MEDIAN A	RANGE	MEDIAN A	RANGE	MEDIAN A	RANGE
Inizio Primavera (campagna di Marzo)	Centro	2,06	2,06	0,71	0	16,96	16,96
	Nord	1,63	2,12	5	0	1,79	30
	Sud	0,18	0,18	0,71	0	5,89	5,89
Fine Primavera (campagna di Giugno)	Centro	41,79	29,29	1099,21	0	12,24	0,46
	Nord	18,49	18,58	30,36	0	31,43	16,07
	Sud	36,49	20,65	982,5	0	10,71	3,93
Estate (campagne di Luglio e Settembre)	Centro	15,99	14,44	69,82	2,32	64,82	91,25
	Nord	12,88	19,95	39,46	6,61	32,86	105,54
	Sud	49,39	50,21	378,44	323,44	36,80	6,31
Autunno (campagne di Ottobre e Novembre)	Centro	21,96	10,36	87,68	53,04	5,71	10,27
	Nord	2,17	6,25	128,04	127,32	6,07	18,81
	Sud	1,97	5,78	74,46	74,10	16,43	8,53

In fig. 8 sono riportati i valori di densità (mediane) calcolati per tipo di habitat nei diversi sottobacini lagunari.



Figura 8. Mediana delle abbondanze (in termini di individui su 100 m²) per la totalità degli esemplari di *A. boyeri* campionati. Le box rappresentano il 1° e 3° quartile (25 e 75% della distribuzione). Le barre rappresentano gli estremi (min e max) e la barra orizzontale rappresenta la mediana (2° quartile). Divisione in sottobacini (nord, centro, sud) e per habitat (barene, praterie e mare).

Per facilitare la visualizzazione dei dati di densità relativamente a barene e praterie, si è scelto di fare un grafico della densità totali con questi due soli habitat (figura 9) e si può notare come il periodo di inizio primavera mostri valori bassi, per gli habitat di barena, in tutti e tre i sottobacini. Per l'habitat di prateria, nel periodo di inizio primavera il sottobacino centrale presenta una mediana di 16,96 (individui/100m²), quindi un valore maggiore rispetto i sottobacini sud e nord (rispettivamente 5,89 e 1,79). Di contro abbiano una crescita delle densità per il periodo di fine primavera (giugno) e vediamo come nelle praterie la crescita è maggiore per il sottobacino nord (mediana 31,43), rispetto gli altri due (entrambi con valori attorno ai 10 individui/100m²), e, successivamente, nel periodo estivo (luglio e settembre), diventa molto simile per tutti e tre con valori alti.

Le differenze maggiori, in questo caso, riguardano i range interquartili, molto elevati per i sottobacini nord e centrale (con valori tra 90 e 100) rispetto il sottobacino sud (che presenta un valore vicino al 7), cosa che indica una maggiore dispersione e quindi variabilità (tab. 3).

Nel bacino centrale, per gli habitat di barena, la decrescita delle abbondanze non è vistosa, per il periodo autunnale, come per gli altri due sottobacini. Negli altri due sottobacini, invece, è visibile un calo più contenuto nelle praterie rispetto alle barene (Tab. 3).

In generale nelle praterie del sottobacino centrale le mediane sono relativamente basse tutto l'anno rispetto agli altri bacini, ma si osserva una ampia variabilità nei valori dei range interquartili (oscillando da 0,46 a 91,25).

I valori maggiori, di range interquartili, si trovano negli habitat di prateria del sottobacino nord, ciò indica una maggiore dispersione, quindi una grande variabilità di dati (tab. 3).

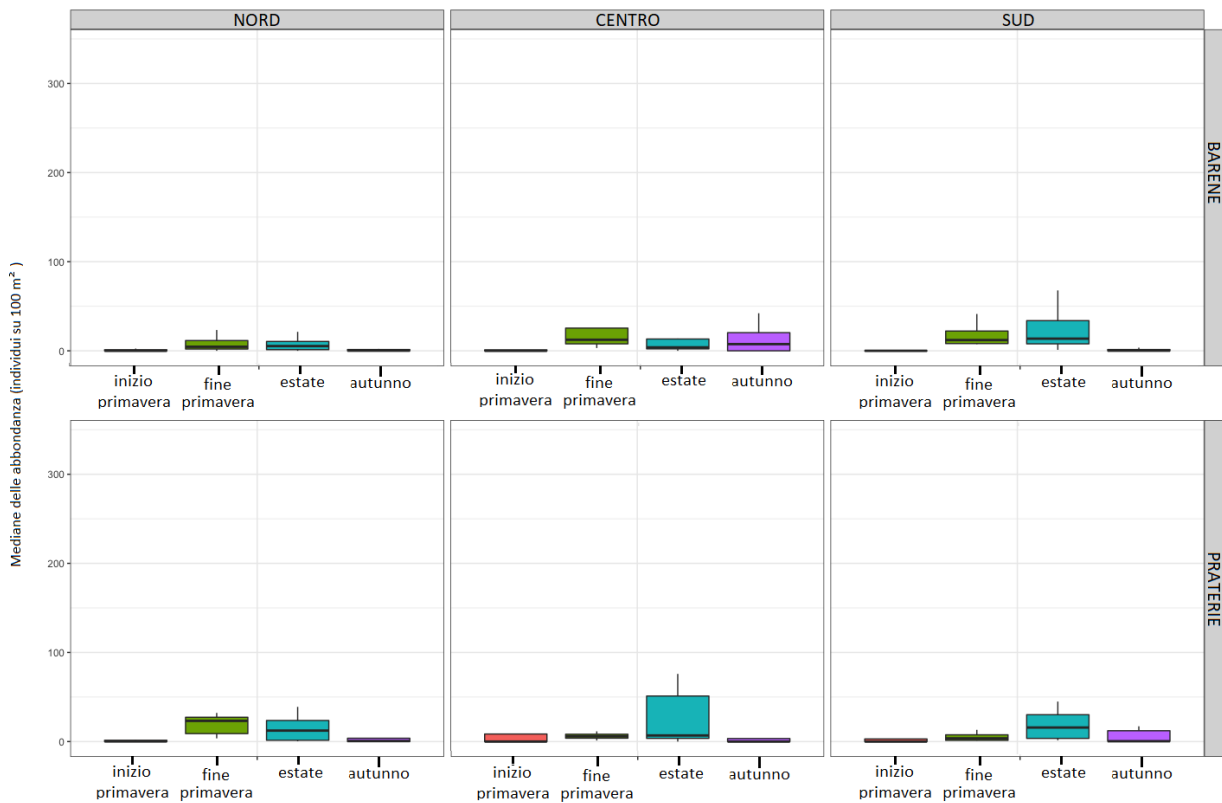


Figura 9. Mediana delle abbondanze (in termini di individui su 100 m²) per la totalità degli esemplari di *A. boyeri*, suddiviso per sottobacini (nord, centro, sud) e, per ogni sottobacino, per habitat (barene, praterie) escluso il mare. Le box rappresentano il 1° e 3° quartile (25 e 75% della distribuzione). Le barre rappresentano gli estremi (min e max) e la barra orizzontale rappresenta la mediana (2° quartile). Divisione in sottobacini (nord, centro, sud) e per habitat (barene, praterie e mare).

In questa seconda parte di analisi sono state divise le due coorti, i giovanili (0+) e gli adulti (1+), usando le soglie trovate precedentemente (tabella 2) e per ciascuna delle due sono state calcolate le mediane e i range interquartili.

Anche qui si è proceduto conservando la divisione in 4 periodi e con la suddivisione in sottobacini e habitat (tabella 4).

Tabella 4. Tabella che riporta le mediane delle abbondanze in termini di individui su 100m² e il range tra secondo e terzo quartile, per il totale di esemplari di *A. boyeri* raccolti nei 6 campionamenti.

PERIODO	BACINO	HABITAT	Coorte 0+		Coorte 1+	
			MEDIANA	RANGE	MEDIANA	RANGE
Inizio Primavera (campagna di Marzo)	Centro	Barene	0	0	2,06	2,06
		Mare	0	0	0,71	0
		Praterie	0	0	16,96	16,96
	Nord	Barene	0	0	1,63	2,12
		Mare	0	0	5	0
		Praterie	0	0	1,79	30
	Sud	Barene	0	0	0,18	0,18
		Mare	0	0	0,71	0
		Praterie	0	0	5,89	5,89
Fine Primavera (campagna di Giugno)	Centro	Barene	32,52	23,14	9,27	6,14
		Mare	1050,57	0	48,64	0
		Praterie	9,31	2,16	2,94	1,71
	Nord	Barene	15,46	17,55	1,56	2,47
		Mare	7,59	0	22,77	0
		Praterie	27,82	5,71	5,00	11,05
	Sud	Barene	24,83	16,50	11,66	4,16
		Mare	613,38	0	369,12	0
		Praterie	1,27	0,20	9,45	3,73
Estate (campagne di Luglio e Settembre)	Centro	Barene	13,44	14,29	1,92	1,41
		Mare	64,90	1,53	4,91	0,79
		Praterie	59,38	89,23	2,82	3,88
	Nord	Barene	10,68	20,30	1,27	1,96
		Mare	38,93	6,79	0,54	0,18
		Praterie	28,75	101,80	1,22	2,12
	Sud	Barene	42,51	39,29	5,58	9,62
		Mare	361,98	314,84	16,46	8,60
		Praterie	31,40	9,04	3,46	1,90
Autunno (campagne di Ottobre e Novembre)	Centro	Barene	20,71	8,48	0	0,63
		Mare	83,66	51,54	4,02	1,50
		Praterie	5,71	10,27	0	0
	Nord	Barene	1,69	6,00	0	0,42
		Mare	126,11	125,40	1,92	1,92
		Praterie	6,07	18,01	0	0,27
	Sud	Barene	1,97	5,59	0	0,19
		Mare	74,46	74,11	0	0
		Praterie	16,07	8,35	0,36	0,18

Per poter individuare le eventuali differenze statisticamente significative è stato applicato il test di Kruskal-Wallis ($p\text{-value} < 0,05$) (tabella 5). Il test è stato applicato confrontando le differenze tra i 4 periodi (inizio primavera, fine primavera, estate, autunno), tra i 3 sottobacini (nord, centro, sud) e, infine, tra i 3 habitat (barene, praterie, mare), sia per le abbondanze (in termini di numero di

individui su m²) del totale di esemplari di *A. boyeri*, sia considerando le abbondanze delle due coorti (0+ e ≥1+) separate. I risultati ottenuti tramite il test Kruskal-Wallis mostrano che sia per il totale degli individui che per la coorte dei giovanili (0+) incidono significativamente sulle abbondanze sia il periodo che i diversi habitat (p-value minori di 0,05), denotando il fatto che sia la specie nel complesso sia gli individui giovanili mostrano una preferenza per determinati habitat. A questo proposito i grafici precedenti mostrano che gli habitat in questione sono quelli di spiaggia (nelle tabelle riportato come “mare”) e di prateria.

Di contro per la coorte degli adulti sono evidenziabili differenze significative nei valori di densità solo tra periodi di campionamento.

Tabella 5. I risultati riportati in questa tabella sono stati ottenuti con il test di Kruskal-Wallis, per questo test come valori rilevanti sono stati considerati i valori inferiori a 0,05 (p-value < 0,05) e si vedono in grassetto.

VARIABILE	FATTORE	p-value
Abbondanza totale	Periodo	<0.001
	Habitat	0,01034
	Bacino	0,4993
Abbondanza coorte 0+	Periodo	<0.001
	Habitat	0,03033
	Bacino	0,4594
Abbondanza coorte 1+	Periodo	<0.001
	Habitat	0,07108
	Bacino	0,4549

Una volta divise le due coorti (0+ e adulti) si è potuto fare il confronto delle abbondanze (tabella 4, figure 10 e 11). I valori sono di nuovo elevati per gli habitat di mare e riguardano principalmente la coorte dei giovanili.

In generale, in tutte e tre le tipologie di habitat, la coorte 0+ ha le abbondanze maggiori. Ad esempio a inizio estate per l’habitat di mare, nei sottobacini nord, centro e sud i valori di mediana sono: 7,59 (individui su 100m²); 1050,57 (individui su 100m²) e 613,38 (individui su 100m²) per la coorte 0+. Per la coorte degli adulti le mediane, sempre in ordine (sottobacino nord, centro e sud) sono di 27,77 (individui su 100m²); 48,64 (individui su 100m²) e 369,11 (individui su 100m²).

In entrambe le coorti, avendo un unico campione a disposizione, il range interquartile è 0.

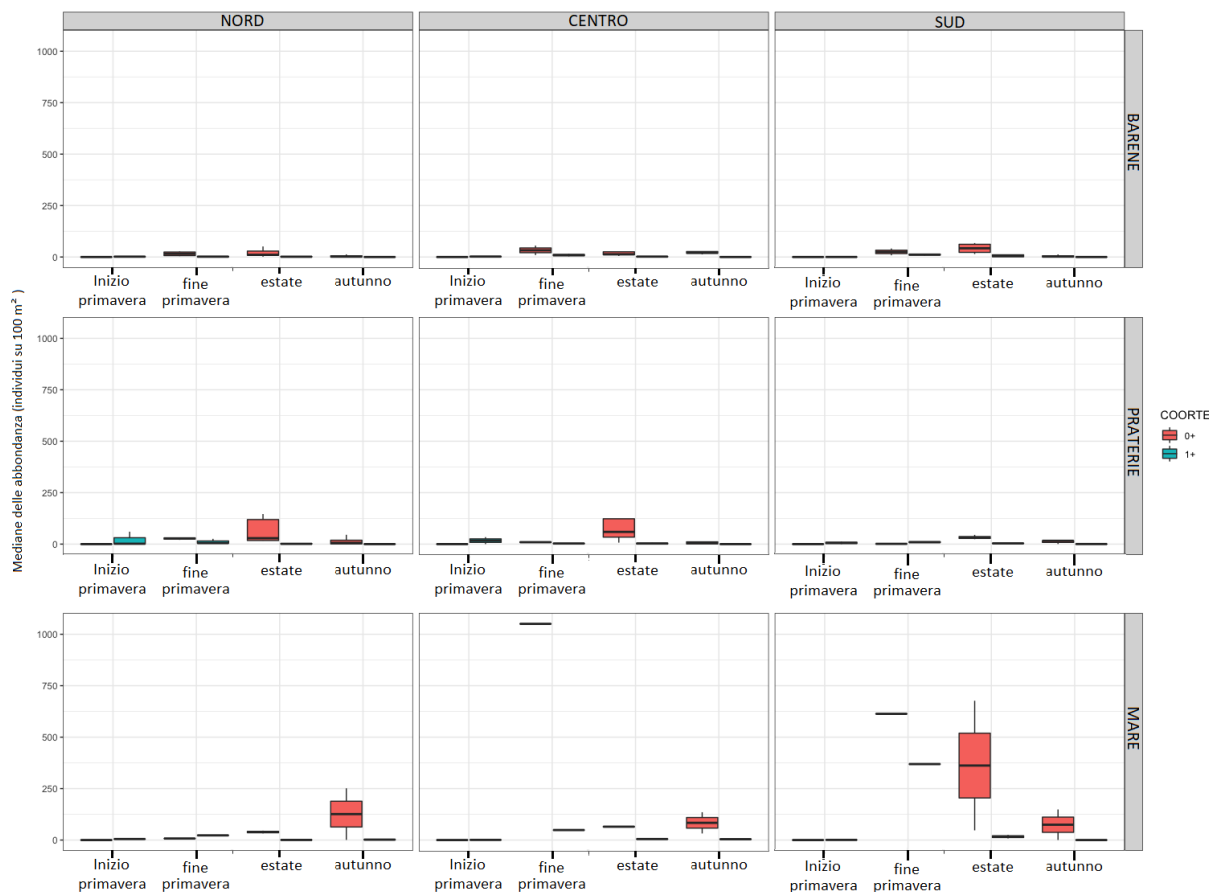


Figura 10. Mediana delle abbondanze (in termini di individui su 100 m²) divise tra coorte 0+ (nati nell'anno) e coorte 1+ (adulti) degli esemplari di *A. boyeri* campionati nelle 6 campagne nella laguna di Venezia. Le box rappresentano il 1° e 3° quartile (25 e 75% della distribuzione). Le barre rappresentano gli estremi (min e max) e la barra orizzontale rappresenta la mediana (2° quartile). Divise in sottobacini (nord, centro, sud) e per habitat (barene, praterie e mare).

Essendo che le abbondanze maggiori si ritrovano negli habitat di spiaggia, per poter osservare meglio i dati barene e praterie, il grafico è stato rielaborato togliendo l'habitat "mare" (fig. 11).

Le abbondanze maggiori sono quelle osservate negli habitat di prateria dei sottobacini nord e centro. La cosa vale per entrambe le coorti.

Si può vedere l'aumento progressivo dei valori di densità, dovuto al reclutamento di nuovi giovanili, dalla tarda primavera all'estate; infatti le abbondanze della coorte 0+ iniziano a crescere a giugno, proseguendo poi nel periodo estivo.

Di contro le abbondanze degli adulti sono complessivamente minori, e per gli habitat di prateria si può vedere addirittura una riduzione dei valori da inizio primavera (ad esempio nel sottobacino nord, con la mediana di 1,79 individui su 100m² e il range interquartile di 30) all'estate (con una mediana di 1,22 individui su 100m² e un range interquartile di 2,12).

Generalmente, si vede un calo durante la stagione autunnale di entrambe le coorti, per tutti e tre i sottobacini, senza quindi distinzioni spaziali. Ad esempio, per la coorte degli adulti i valori sono inferiori a uno, per entrambi gli habitat (fig. 11).

Analizzando la coorte dei giovanili e osservando le differenze tra habitat a barena e habitat a prateria, si può vedere che le barene presentano una variazione di valori minore, nei tre sottobacini. I boxplot (1° e il 3° quartile) hanno infatti dimensioni più contenute negli habitat di barena, rispetto a quelli di prateria.

Gli habitat di prateria invece, mostrano dei boxplot di dimensioni maggiori (sempre per i giovanili), soprattutto nei sottobacini nord e centrale. Ad esempio, i range interquartili per il periodo di fine estate per la coorte 0+ sono 89,23 per il sottobacino centrale e 101,80 per il sottobacino nord.

L'eccezione è data dal sottobacino sud, in cui i boxplot (quindi il range e di conseguenza la varianza all'interno del campione) sono maggiori per gli habitat di barena (soprattutto per il periodo estivo: range di 39,29 per le barene, e di 9,04 per le praterie).

Spostando l'attenzione sulla coorte degli adulti le differenze tra habitat si perdono, e si può vedere un andamento molto simile tra tutti gli habitat. Le uniche differenze sono nei range interquartili. Si osservi, ad esempio, il periodo primaverile, per gli habitat di prateria nel sottobacino nord, dove il range (30) è più grande di quello del range delle praterie dei sottobacini centrale (16,96) e sud (5,89). Le differenze tra i sottobacini, invece, sia per la coorte 0+ che per la corte degli adulti, non sono significative (tab. 5).

Ma le differenze maggiori restano quelle tra i periodi, per entrambe le coorti. Nel periodo di inizio primavera, ad esempio, per gli habitat di prateria del sottobacino centro si ha una mediana di 16,96 (esemplari su m²) e un range interquartile di 16,96 per la coorte degli adulti. Già a fine primavera i valori cambiano, con una mediana di 2,94 (individui su 100m²) e un range interquartile di 1,71.

Essendo che la stagione riproduttiva inizia più tardi, nel periodo di inizio primavera sono assenti gli esemplari giovanili. Osservando, però, i dati di fine primavera, ad esempio per il sottobacino sud e gli habitat di barena, c'è una mediana di 24,83 (individui su 100m²) e un range interquartile di 16,5, contro i valori di mediana di 42,51 e 39,29 di range, del periodo estivo.

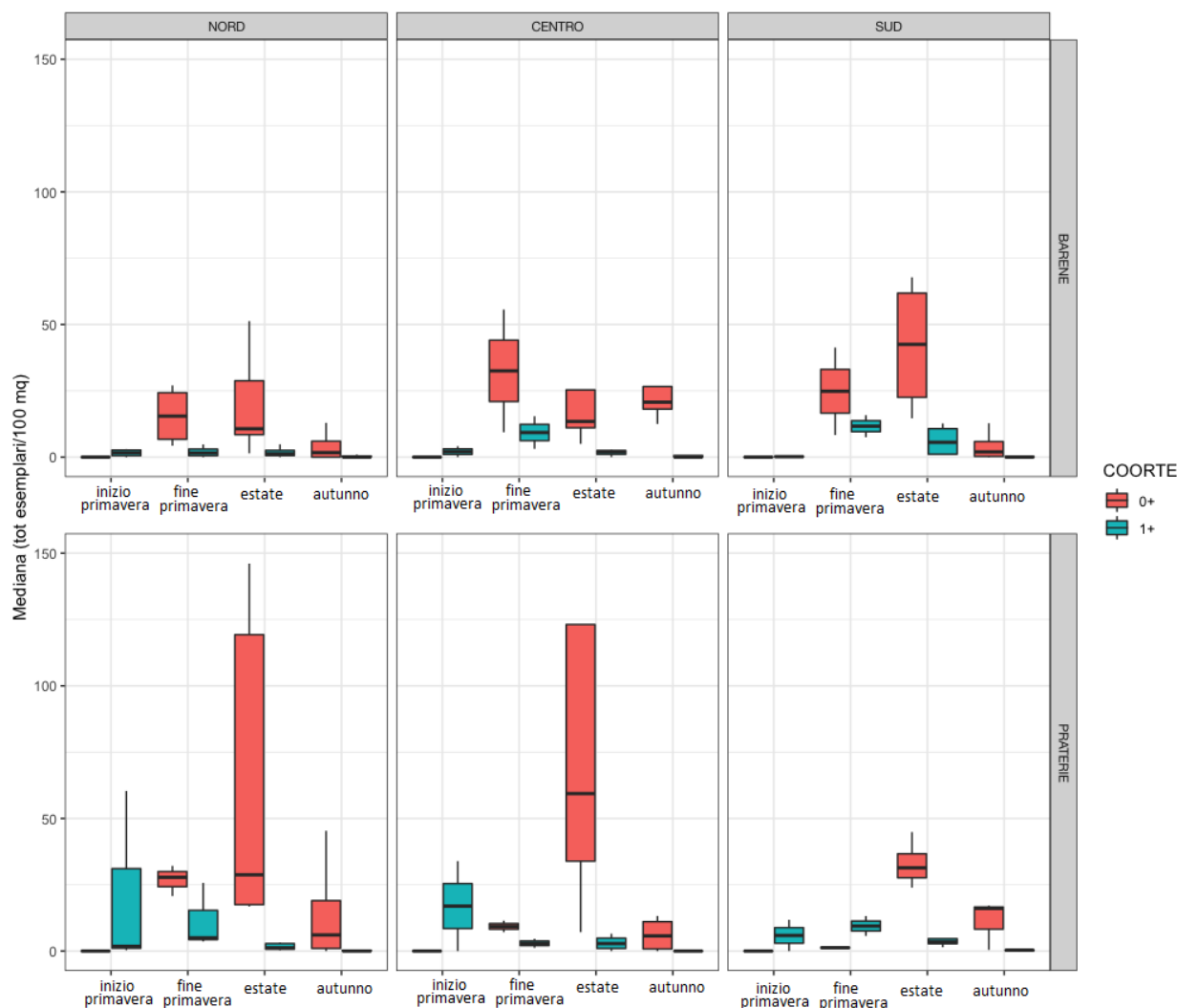


Figura 11. L'istogramma rappresenta la mediana delle abbondanze (in termini di individui su 100 m²) divise tra gli individui appartenenti alla coorte 0+ (nati nell'anno) e gli individui appartenenti alla coorte 1+ (adulti) degli esemplari di *A. boyeri* campionati. Le box rappresentano il 1° e 3° quartile (25 e 75% della distribuzione). Le barre rappresentano gli estremi (min e max) e la barra orizzontale rappresenta la mediana (2° quartile). Divisione in sottobacini (nord, centro, sud) e per habitat (barene, praterie e mare), escluso il mare.

5.4. *Analisi dell'accrescimento in lunghezza (SL) e in peso (P) della coorte 0+*

In questa ultima parte di analisi dati, sono stati presi in considerazione solo gli individui nati nell'anno, allo scopo di analizzare l'accrescimento sia in termini di lunghezza (SL) che di peso (P) della coorte 0+. Per questa parte è stata considerata ciascuna campagna di campionamento separatamente. La prima campagna non è stata considerata, vista l'assenza di esemplari giovanili. La tabella 6 mostra gli accrescimenti per lunghezza standard (SL, in cm) media e peso (P, in g) medio di *A. boyeri* suddivisi e raggruppati per sottobacino (nord, centro, sud),

Tabella 6. Accrescimento degli esemplari giovanili (coorte 0+), per lunghezza standard (SL, in cm) media e peso (P, in g) medio di *A. boyeri* suddivisi e raggruppati per sottobacino (nord, centro, sud), la tabella serve per la successiva elaborazione grafica.

PER SOTTOBACINO

CAMPAGNE	LUNGHEZZA STANDARD		PESO	
	SL media	dev. st.	P media	dev. st.
V - Giugno				
Nord	2,53	0,59	0,23	0,032
Centro	1,98	0,53	0,15	0,02
Sud	2,20	0,64	0,35	0,07
VI – Luglio				
Nord	2,90	0,60	0,39	0,12
Centro	2,77	0,36	0,26	0,03
Sud	2,83	0,40	0,30	0,05
VII – Settembre				
Nord	4,65	0,30	1,25	0,26
Centro	3,79	0,35	0,96	0,20
Sud	4,47	0,54	1,14	0,35
VIII – Ottobre				
Nord	4,84	0,27	1,40	0,37
Centro	4,29	0,30	0,98	0,26
Sud	4,66	0,27	1,14	0,23
IX – Novembre				
Nord	2,59	0,22	0,71	0,18
Centro	4,04	0,43	1,29	0,70
Sud	3,13	0,30	1,23	0,24

In questa prima parte, sono stati considerati gli esemplari suddivisi per sottobacino (e dunque raggruppando tutti gli habitat) al fine di poter vedere se e quanto la diversa collocazione geografica all'interno del bacino lagunare influenza l'accrescimento degli individui. La figura 12 presenta le lunghezze medie e la deviazione standard del campione per ogni mese: si può vedere un andamento crescente, a partire da giugno fino a ottobre, e una diminuzione evidente dei valori nel mese di novembre, soprattutto nei sottobacini nord (si passa infatti da una lunghezza media di 4,84 cm, in ottobre, a una di 2,59 cm a novembre) e sud (in cui si passa da una SL media di 4,66 cm a una di 3,13 cm, sempre passando da ottobre a novembre).

Per l'accrescimento in peso (figura 13), l'andamento è abbastanza simile a quello osservato per l'accrescimento in lunghezza, ma si può vedere che nel sottobacino sud da settembre le dimensioni in termini di peso non variano ulteriormente. Per il sottobacino centrale si ha un andamento simile, cambia solamente la deviazione standard per il mese di novembre, che è molto maggiore (0,70, contro i valori di 0,18 per il sottobacino nord e 0,24 per il sottobacino sud), indice di una grande variabilità di dimensioni per questo mese in termini ponderali.

Nel sottobacino nord si può vedere invece lo stesso andamento che si è visto per l'accrescimento in lunghezza, con un calo evidente durante il mese di novembre (da 1,40 g a 0,71 g).

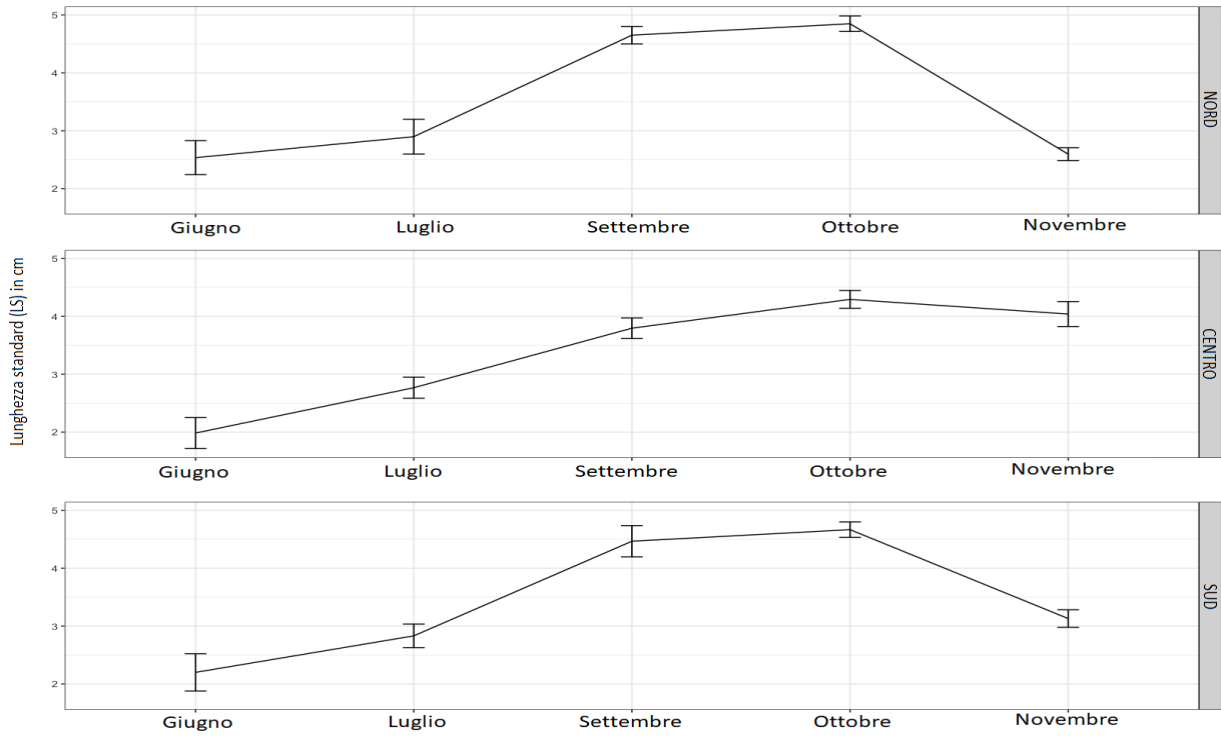


Figura 12. Il grafico mostra l'accrescimento in termini di lunghezza standard (SL, in cm) degli esemplari giovanili (coorte 0+) di *A. boyeri*, separatamente per i tre sottobacini lagunari. Essendo assenti gli esemplari giovanili nella prima campagna (Marzo), questa è stata esclusa dalla figura.

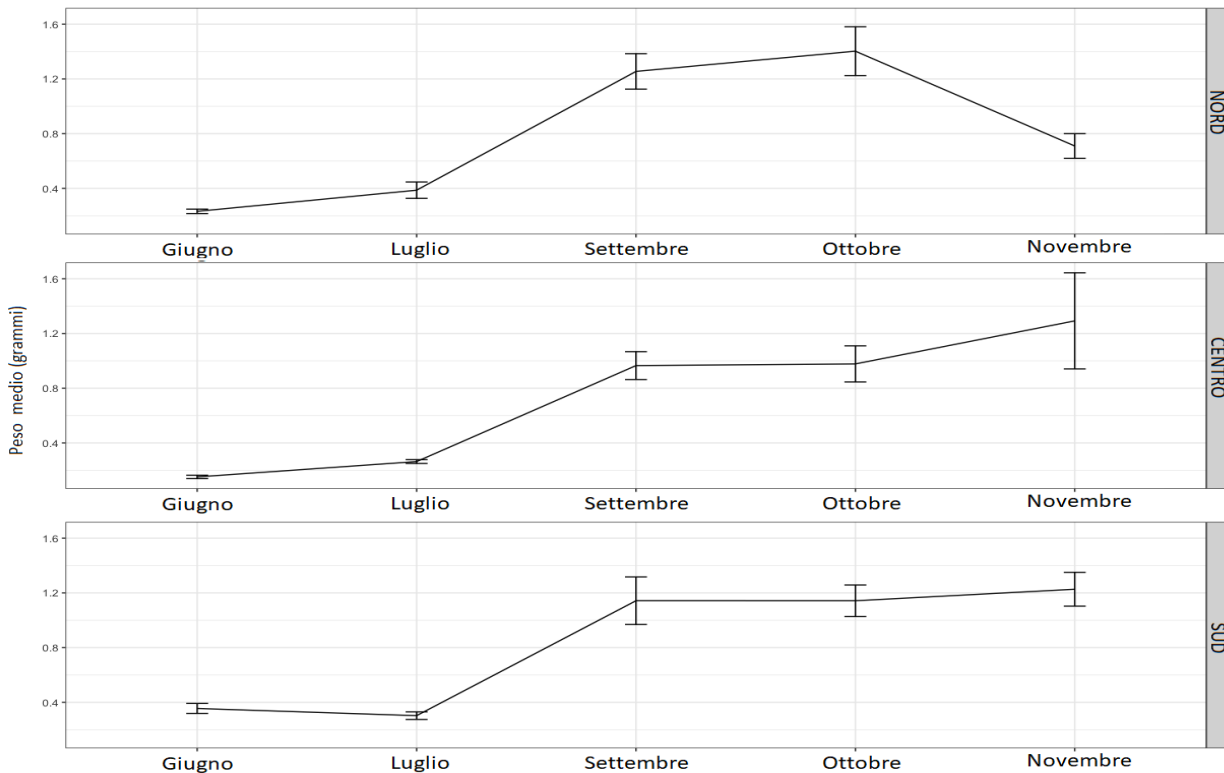


Figura 13. Il grafico mostra l'accrescimento in peso (P, in g) degli esemplari giovanili (coorte 0+) di *A. boyeri*, considerando gli esemplari suddivisi per sottobacino. Essendo assenti gli esemplari giovanili nella prima campagna (Marzo), questa è stata esclusa dalla figura.

Tabella 7. La tabella mostra gli accrescimenti per lunghezza standard (SL, in cm) media e peso (P, in g) medio della coorte 0+ di *A. boyeri*, divisi per i tre habitat (barene, praterie, mare) della laguna di Venezia.

PER HABITAT

CAMPAGNA	LUNGHEZZA STANDARD		PESO	
	SL media	dev. st.	P media	dev. st.
V – Giugno				
Barene	2,33	0,29	0,17	0,02
Praterie	2,32	0,44	0,35	0,05
Mare	2,10	0,35	0,19	0,05
VI – Luglio				
Barene	2,81	0,70	0,3	0,09
Praterie	2,91	0,32	0,37	0,08
Mare	2,76	0,35	0,25	0,02
VII – Settembre				
Barene	4,16	0,71	1,09	0,33
Praterie	4,36	0,33	1,06	0,25
Mare	4,89	0,30	1,46	0,26
VIII – Ottobre				
Barene	4,89	0,34	1,23	0,30
Praterie	4,17	0,33	0,94	0,25
Mare	5,09	0,15	1,79	0,37
IX – Novembre				
Barene	2,35	0,30	0,61	0,26
Praterie	3,13	0,21	1,01	0,14
Mare	5,29	0,40	2,10	0,58

L'accrescimento, sia in lunghezza che in peso, è stato analizzato anche per evidenziare le differenze fra habitat; a questo scopo, sono stati cumulati assieme gli esemplari catturati nello stesso tipo di habitat nei differenti sottobacini lagunari (tabella 7; figure 14 e 15).

In questo caso, sono evidenziabili differenze nel pattern di accrescimento tra habitat. In termini di accrescimento lineare, Ad esempio negli habitat di mare, si può vedere aumento considerevole di dimensioni tra luglio (2,76 cm di SL media) e settembre (4,89 cm di SL media) nell'habitat di spiaggia ("mare"), mentre l'accrescimento risulta meno accentuato nei due habitat lagunari. Nei mesi successivi, si osserva un accrescimento molto contenuto in mare, un calo contenuto dei valori lunghezza media in prateria ed infine un aumento in ottobre ed un calo molto significativo a novembre in barena (fig. 14).

Analizzando l'accrescimento per habitat in termini di peso (figura 15), , si nota, negli habitat di mare, un forte accrescimento da luglio a settembre, e successivamente un aumento più contenuto del peso medio durante l'autunno. Poi, da settembre a novembre la deviazione standard aumenta (da 0,26 a 0,58), aumenta quindi anche la variabilità dei campioni in quei periodi. L'habitat di prateria mostra invece un piccolo calo a ottobre (0,94 g, P medio) e poi una piccola crescita verso novembre (1,01 g, P medio). Per gli habitat di barena l'accrescimento è evidente fino a ottobre e poi si osserva un calo delle dimensioni in termini di peso (fig. 15)..

Le deviazioni standard per i mesi di novembre per l'accrescimento in termini di peso, tendono a essere maggiori rispetto a quelle per l'accrescimento in termini di lunghezza, sia che si osservino i

dati suddivisi per sottobacino che osservando i dati divisi per habitat. Negli altri casi le deviazioni standard (e con esse la variabilità degli esemplari misurati) sono molto simili per tutti e 4 i grafici.

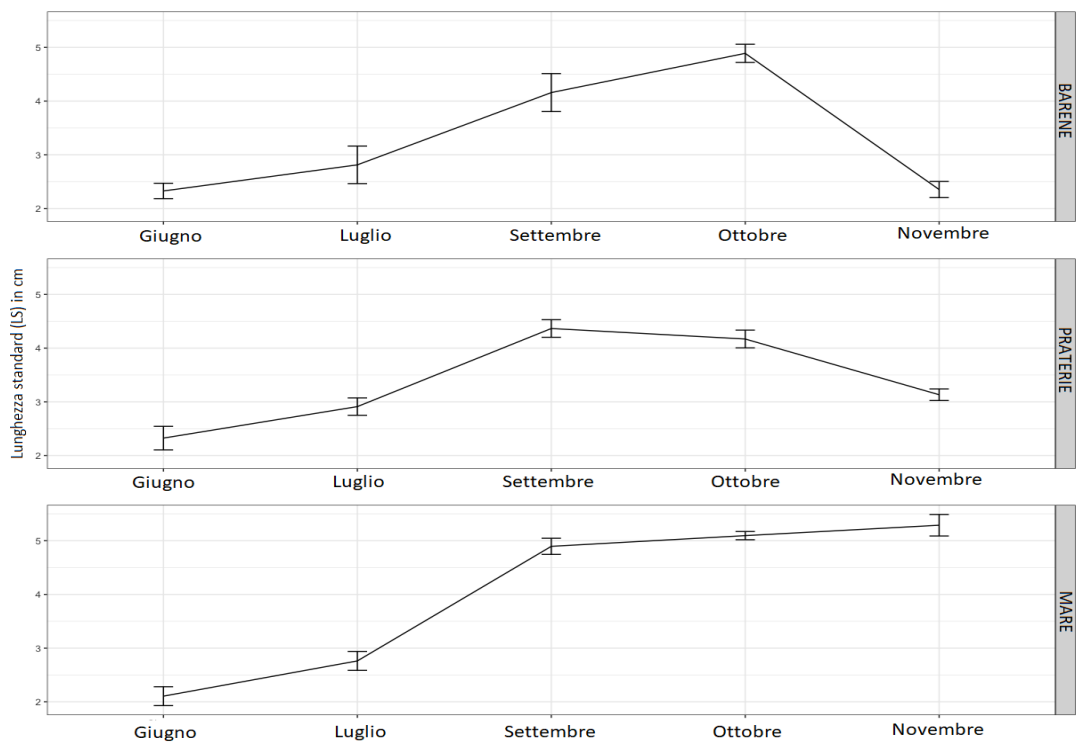


Figura 14. Il grafico mostra la linea di accrescimento per la lunghezza (SL, in cm) degli esemplari giovanili (coorte 0+) di *A. boyeri*, considerando gli esemplari suddivisi per habitat

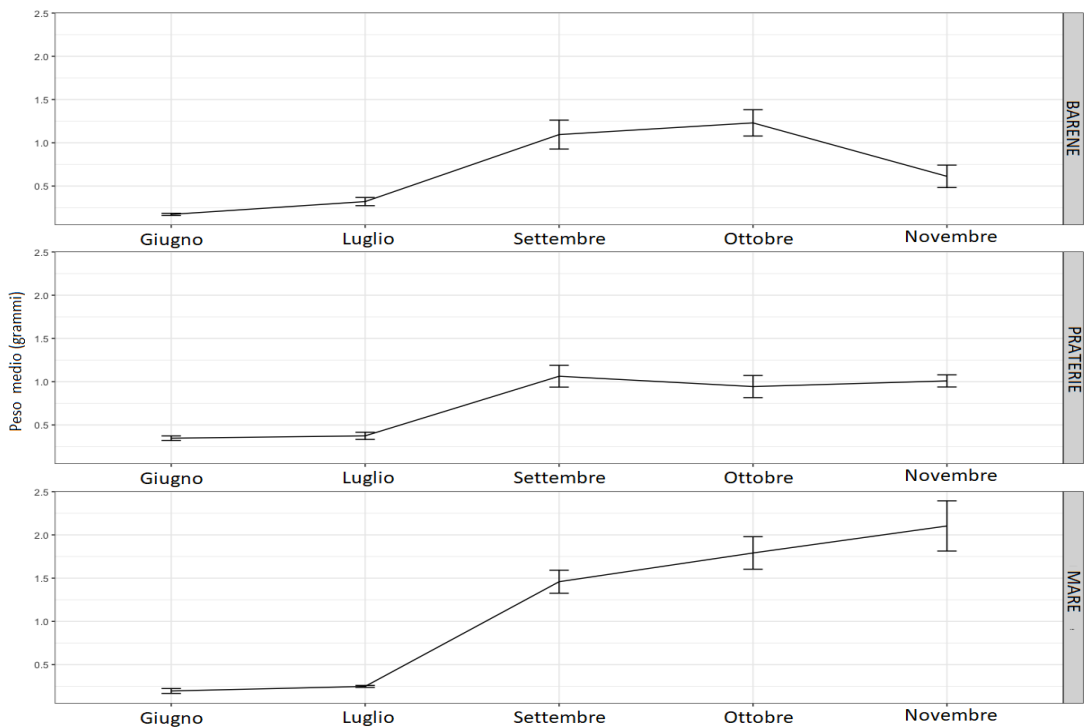


Figura 15. Il grafico mostra la linea di accrescimento per il peso (P, in g) degli esemplari giovanili (coorte 0+) di *A. boyeri*, considerando gli esemplari suddivisi per habitat

È stato infine applicato il test di Kruskal-Wallis (tabella 8). Il test è stato applicato per ogni campagna, confrontando habitat e bacini per individuare eventuali differenze significative. Per questo test come livello di significatività sono stati considerati i valori inferiori a 0,05 (p-value < 0,05). Non sono state evidenziate differenze significative di accrescimento, sia in termini lineari che ponderali, sia tra sottobacini che tra habitat.

Tabella 8. La tabella riporta i valori di p-value ottenuti tramite test di Kuskal-Wallis.

CAMPAGNA	P-Value			
	Lunghezza		Peso	
	Habitat	Bacino	Habitat	Bacino
V	0,8661	0,2251	0,1237	0,8669
VI	0,8982	0,9843	0,6803	0,7366
VII	0,1303	0,1192	0,1458	0,4211
VIII	0,1694	0,5575	0,2897	0,1705
IX	0,1594	0,785	0,115	0,6278

6. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Lo scopo di questo elaborato di tesi è stato quello di analizzare, sulla base di dati raccolti durante un anno di campionamenti in campo, la distribuzione, la struttura di popolazione e l'accrescimento corporeo di *Atherina boyeri* all'interno della laguna di Venezia.

Su questa specie esiste una ampia letteratura e sono evidenziabili differenze significative fra popolazioni dovute all'ampio areale geografico di distribuzione, al tipo di habitat (acque marine, di transizione e dolci) e alla probabile presenza di differenti sottospecie (per una sintesi, vedi Kara e Quignard, 2019). Le informazioni sulla biologia ed ecologia di *A. boyeri* in Alto Adriatico sono limitate e datate (Boscolo et al., 1970; Ferrari e Rossi, 1983-84); non vi è comunque nessuno studio specifico sulla distribuzione e struttura di popolazione di *A. boyeri* in laguna di Venezia con cui fare un confronto.

La bibliografia esistente fornisce comunque informazioni importanti sulla biologia ed ecologia di questa specie, come ad esempio la determinazione del periodo riproduttivo, la sua variazione su scala geografica, e i comportamenti migratori della specie legati alla necessità di spostarsi verso le acque più calde del mare (con temperature superiori agli 8 °C) in inverno (Kara & Quignard, 2019; Zerunian, 2004).

Come primo obiettivo della tesi sono stati studiati l'andamento delle abbondanze e la struttura per taglie della popolazione durante il periodo di indagine, separatamente per i tre sottobacini lagunari. In questo modo, sono state descritte le dinamiche di reclutamento della coorte 0+ nella popolazione, cercando di evidenziare le eventuali differenze tra sottobacini.

Ciò che è stato osservato è che all'inizio del periodo di indagine, a marzo, erano presenti solo esemplari adulti, mentre già a giugno è stato osservato un picco di reclutamento di nuovi nati, con un chiaro andamento bimodale delle distribuzioni di frequenza delle lunghezze nei sottobacini centrale e sud. Nel sottobacino nord, dove a giugno sono state osservate le abbondanze maggiori, l'andamento trimodale della distribuzione di frequenza suggerisce invece un reclutamento anticipato di questa specie rispetto agli altri due sottobacini. Questi risultati confermano quanto noto in letteratura, con il periodo riproduttivo che si colloca durante i mesi tardo-primaverili (Boscolo, 1970; Kara e Quignard, 2019).

Il reclutamento raggiunge il picco nel mese di luglio in tutti e tre i sottobacini lagunari, con le abbondanze maggiori osservate ancora nel sottobacino nord.

A settembre, le abbondanze maggiori le ritroviamo nel sottobacino sud, mentre assistiamo a un calo marcato di abbondanza nel sottobacino nord. È possibile che in quest'ultimo sottobacino la pressione di predazione nei confronti dei giovani latterini sia stata maggiore rispetto agli altri sottobacini, con una conseguente maggiore mortalità, oppure che ci sia stata in questo sottobacino una maggiore dispersione delle reclute sui bassi fondali lagunari.

Gli adulti invece non mostrano un calo di abbondanze così grande come quello osservato per i giovanili.

A ottobre si inverte l'andamento e di nuovo abbiamo le abbondanze maggiori nel sottobacino nord mentre calano drasticamente nel sottobacino sud. Nel sottobacino centrale il calo è meno elevato.. Questi dati sembrano suggerire che nei sottobacini centrale e sud la migrazione, prima in habitat più profondi (canali) poi in mare, sia in qualche misura anticipata rispetto al sottobacino nord.

Il calo marcato delle abbondanze osservato a novembre, soprattutto nel bacino nord, sembra spiegabile con lo spostamento massiccio degli individui verso il mare, a causa del calo delle temperature più accentuato in laguna che nelle aree marine antistanti.

In tutti e tre i sottobacini lagunari, il reclutamento principale di nuovi nati nella popolazione (coorte 0+) è stato osservato a fine primavera-inizio estate. Un'altra cosa che è stata evidenziata è un'anticipazione del reclutamento nel sottobacino nord rispetto agli altri due sottobacini; in questi ultimi però, il reclutamento dei nuovi nati negli habitat di basso fondale sembra essersi prolungato, diversamente dal sottobacino nord, fino alla fine dell'estate. Questo reclutamento tardo estivo è comunque di minore entità, in termini di abbondanza, rispetto a quello osservato a fine primavera-inizio estate.

Più in generale, in tutti e tre i sottobacini a novembre si vede l'assenza di esemplari di maggiori dimensioni probabilmente a causa dello spostamento degli esemplari sub-adulti e adulti verso il mare per l'inverno, dove le temperature sono maggiori rispetto a quelle degli habitat lagunari di basso fondale.

Per quanto riguarda lo studio della distribuzione delle densità di *A. boyeri* durante il periodo di indagine, con il test di Kruskal-Wallis sono state messe in evidenza differenze significative tra i differenti periodi di campionamento e tra gli habitat, mentre non sono state evidenziate differenze significative di densità tra sottobacini.

Per la coorte 0+ il test ha evidenziato differenze significative in base sia al periodo che all'habitat. Per gli adulti invece, le differenze sono risultate significative solo relativamente alla distribuzione temporale delle densità di individui. Osservando le differenze in base agli habitat, possiamo vedere che gli habitat di mare mostrano tendenzialmente sempre le densità maggiori, sia per i giovanili che per gli adulti. Per le densità totali, i valori maggiori sono stati osservati nei periodi tardo primaverile ed estivo, in coincidenza del reclutamento della coorte 0+.

Nel caso degli habitat a barena, le densità di giovanili (0+) sono risultate maggiori nei periodi tardo primaverile ed estivo, anche se è riscontrabile una certa variabilità tra sottobacini; in quello centrale, ad esempio, dopo un'iniziale crescita a fine primavera, segue un calo in estate seguito da un aumento di densità in autunno. Questo sembra suggerire che ci siano differenze di comportamento migratorio tra habitat nei diversi sottobacini, ma queste differenze dovranno essere eventualmente confermate ed interpretate con ulteriori studi sul campo.

Negli habitat di prateria la densità della coorte 0+ è risultata maggiore durante il periodo estivo, in tutti e tre i sottobacini. Pur non essendo risultate significative le differenze tra sottobacini, è da notare come in tarda primavera le densità di giovanili sono risultate maggiori e importanti nel sottobacino nord, mentre sono risultate molto più basse (s. centrale) o trascurabili (s. sud) negli altri due sottobacini. Queste differenze potrebbero essere collegate alle differenze nell'inizio del reclutamento già evidenziate tra sottobacini.

La coorte degli adulti, invece, ha mostrato variazioni statisticamente significative solo tra periodi, con valori maggiori in primavera e minori in estate ed autunno.

Infine, è stato valutato nella presente tesi l'accrescimento corporeo degli individui nati nell'anno (coorte 0+).

Sia che si consideri l'accrescimento lineare che quello ponderale, non è stato possibile evidenziare differenze statisticamente significative, né tra sottobacini né tra habitat, in tutte le campagne di campionamento effettuate. Ciononostante, sono state osservate comunque sia delle similarità che delle differenze nei pattern di accrescimento, sia tra sottobacini che tra habitat, che meritano di

essere evidenziate. In generale è stato osservato che per tutti e tre i sottobacini la crescita in lunghezza continua fino a ottobre, per poi calare più o meno vistosamente da ottobre a novembre (il calo è molto marcato nel sottobacino nord, mentre è minimo in quello centrale). In termini di accrescimento ponderale, il calo dell'accrescimento in novembre è evidente nel sottobacino nord mentre non è stato osservato negli altri due sottobacini.

Se si osservano invece le differenze fra habitat, si possono evidenziare alcune differenze nei pattern osservati. Negli habitat lagunari più interni, a barene, l'accrescimento sia in lunghezza che in peso continua fino ad ottobre, con poi un calo dei valori medi di lunghezza e peso nel mese successivo. Negli habitat di prateria, l'accrescimento in lunghezza è stato osservato fino a settembre, con un successivo calo delle lunghezze medie in ottobre e novembre. Il pattern di accrescimento è risultato invece differente in termini ponderali, con un aumento del peso medio fino a settembre, peso medio che poi rimane sostanzialmente confrontabile a quello osservato a settembre nei mesi successivi.

Nelle stazioni di mare, invece, si osserva un rallentamento ma non un'interruzione dell'accrescimento anche durante i mesi di ottobre e novembre, sia in termini di lunghezza che di peso.

Le differenze nei pattern di crescita osservate fra sottobacini sembrano spiegabili in termini di differenze nella durata del periodo di reclutamento dei giovanili e di comportamento migratorio degli individui. L'aumento delle dimensioni corporee in mare durante i mesi autunnali e, invece, la diminuzione delle lunghezze e dei pesi medi negli habitat lagunari nello stesso periodo, sembrano spiegarsi con una progressiva migrazione in mare degli individui di maggiori dimensioni. Questa ipotesi dovrà però essere confermata con ulteriori studi.

7. BIBLIOGRAFIA

- Able, K.W. (2005) A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 5-17.
- Alessio, G., Baldaccini, G.N., Bernori, E., Duchi, A. (1990) Ricerche biologiche sul latterino *Atherina boyeri* Risso, nell'area viareggina. *Riv. Idrobiol.*, 29 (1): 19–34.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Fernández-Delgado, C. and Torralva, M. (2003) Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 202-208.
- Arias, A.M.G., Drake, P.M. (1990) Estadios juveniles de la ictiofauna en los canos de las salinas de la bahia de Cadiz. Instituto de ciencias marinas de Andalucía, 164 pp.
- Ayed, N., Faure, E., Quignard, J.P., Maamouri, F., Trabelsi, M. (2008) Incidence of kyphosis deformities in natural population of *Atherina lagunae* (Trabelsi et al., 2002) from the Tunis North Lake, Tunisia. *Mar. Biol.*, 153: 319–325.
- Ayed, N., Faure, E., Quignard, J.P., Trabelsi, M. (2011) Determination of P, Ca, Zn, Cd and Pb concentrations in muscle, gills, liver, gonads and skeleton of two natural populations of *Atherina lagunae* from the Tunis North Lake, Tunisia. *Journal of Water Resource and Protection*, 3 (6): 421–428.
- Barbier, E.B., Acreman, M.C. and Knowler, D. (1997) Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland. ISBN 2-940073-21-X.
- Bardin, O., Pont D. (2002) Environmental factors controlling the spring immigration of two estuarine fishes *Atherina boyeri* and *Pomatoschistus* spp. into a Mediterranean lagoon, *Journal of Fish Biology*, 61: 560–578.
- Bartulovic V., Glamuzina B., Conides A., Dulcic J., Lucic D., Njire J., Kozul V. (2004) Age, growth, mortality and sex ratio of sand smelt, *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces: Atherinidae) in the estuary of the Mala Neretva River (middle-eastern Adriatic, Croatia). *Journal of Applied Ichthyology*, 20, 427-430.
- Beck, M.W., Heck, K.L.J., Able, K.W., Daniel, L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Peter, F., Weinstein, M.P. (2001) The Identification, Conservation and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. doi:10.1641/0006-3568(2001)051.
- Boscolo L (1970) Osservazioni sulla biologia e sulla pesca dell' *Atherina boyeri* Risso 1810 (Osteichthyes, Atherinidae) vivente nelle acque dell'Alto Adriatico. *Boll Pesc Piscic Idrobiol* 25:61–79

- Boudinar, A.S., Chaoui, L., Quignard, J.P., Aurelle, D., & Kara, M.H. (2016) Otolith shape analysis and mitochondrial DNA markers distinguish three sand smelt species in the *Atherina boyeri* species complex in western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 202-210.
- Brigolin, D., Facca, F., Franco, A., Franzoi, P., Pastres, R., Sfriso, A., Sigovini, M., Soldatini, C., Tagliapietra, D., Torricelli, P., Zucchetta, M., Pranovi, F. (2014) Linking food web functioning and habitat diversity for an ecosystem based management: A Mediterranean lagoon case study. *Marine Environmental Research*, 97: 58-65.
- Brito, C. (2010) Uma abordagem relacional ao valor da marca Revista Portuguesa e Brasileira de Gestão. *ISCTE-Instituto Universitário de Lisboa, Lisboa, Portugal*, vol. 9, núm. 1-2, junio, 2010, pp. 49-63.
- Buljan, M., Zore-Armanda, M. (1976) Oceanographic properties of the Adriatic Sea. *Oceanography and Marine Biology*, 14: 11-98.
- Castello, J.P. (1985) La ecología de los consumidores del estuario de la Lagoa dos Patos, Brasil. In: Yanez Arancibia A (ed) *Fish Community ecology in estuaries and coastal lagoons, towards an ecosystem integration*. DR (N) UNAM Press, Mexico, pp 386–406.
- Cavraro, F., Bettoso, N., Zucchetta, M., D'Aietti, A., Faresi, L., Franzoi, P. (2019) Body condition in fish as a tool to detect the effects of anthropogenic pressures in transitional waters. *Aquat Ecol* 53, 21–35.
- Cavraro, F., Zucchetta, M., Malavasi, S., Franzoi, P. (2017) Small creeks in a big lagoon: The importance of marginal habitats for fish populations, *Ecological Engineering*, Volume 99, Pages 228-237, ISSN 0925-8574.
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Zamora, L., Prenda, J. (2005) Size-related and diel variations in microhabitat use of three endangered small fishes in a Mediterranean coastal stream”, *Journal of Fish Biology*, 67 (suppl. B): 72–85.
- Conover, W.J. (1999) *Practical nonparametric Statistics* 3d ed. New York: John Wiley & Sons.
- Conover, D.O., Travis, J., Coleman, F.C. (2000) Free Content Essential fish habitat and marine reserves: an introduction to the Second Mote Symposium in Fisheries Ecology. *Bulletin of Marine Science*, Volume 66, Number 3, May 2000, pp. 527-534(8).
- Creech, S. (1992) A multivariate morphometric investigation of *Atherina boyeri* Risso, 1810 and *A. presbyter* Cuvier, 1829 (Teleostei: Atherinidae): morphometric evidence in support of the two species. *Journal of Fish Biology*, 41: 341-353.
- Cucco, A., Umgiesser, G. (2002) Modelling the water exchanges between the Venice Lagoon and the Adriatic Sea. In: Campostrini, P. (Ed.), *Scientific Research and Safeguarding of Venice*, Corila Research: Program 2001 results. La Garangola, Padova, pp. 499e514.

- D'Ancona, U., Lo Bianco, S. (1931-1933) Fauna e flora del Golfo di Napoli. Stazione Zoologica. Monografia No. 38.
- Dando, P.R. (1984) Reproduction in estuarine fish. In: Potts, G.W. e Wootton, R.J. (eds), *Fish Reproduction: strategies and tacts*. Academic Press, Harcourt Brace, Jovanovich Publishers, London, 155-170.
- Daoulas, C., Economou, A., Stoumboudi, M.T, Psarras, T., Barbieri-Tseliki R. (1997) Larvaedvelopment in a landlocked population of *Atherina boyeri* in Lake Trichonis, Greece, *Israel Journal of Zoology*, 43 (2): 159–166.
- Deegan, L.A., Hughes, J.E., Rountree, R.A. (2000) Salt marsh ecosystem support of marine transient species. In: *Concepts and controversies in tidal Marsh Ecology*, Weinstein, M.P., Kreeger, D.A. (Eds.). Kluwer Academic Publisher.
- Dulčić, J., Grubišić, L., Pallaoro, A., Glamuzina, B. (2008) Embryonic and larval development of big-scale sand smelt *Atherina boyeri* (Atherinidae), *Cybium*, 32 (1): 27–32.
- Eisenreich, S.J. (2005) *Climate Change and the European Water Dimension - A report to the European Water Directors*. Institute for Environment and Sustainability, European Comission-Joint Research Centre. Ispra, Italy. 253pp.
- Elliott, M., Dewailly, F. (1995) The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands J Aquat Ecol* 29:397–417.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D. (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8:241–268.
- Elliott, M., Hemingway, K.L. (2002) *Fishes in Estuaries*. Blackwell, Oxford, p. 663.
- Ferrari, I., Rossi, R. (1983-84) Regime alimentare di *Atherina boyeri* Risso in una laguna del Delta del Po, *Nova Thalassia* , 6suppl.: 275-280.
- Fischer, W., Schneider, M., Bauchout, M.L. (1987) Fiches FAO d'identification des especes pour le besoins de la peche, Mediterranee et Mer Noire, zone de peche 37, Vol II, Vertebres. FAO, Rome.
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P. (2008b) Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354, 219e228.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P. (2006a) Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 67e83.
- Franco, A., Malavasi, S., Zucchetta, M., Franzoi, P., Torricelli, P. (2006b) Environmental influences on fish assemblage in the Venice Lagoon, Italy. *Chemistry in Ecology*, 22: 105-

- Franco, A., Torricelli, P., Franzoi, P. (2010) A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1704e1717.
- Franzoi, P., Franco, A., Torricelli, P. (2010) Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. *Rendiconti Lincei*, 21 (3): 269-281.
- Franzoi, P., Trisolini, R., & Rossi, R. (1999) La pesca del novellame di pesce bianco da semina in Italia. *La pesca del novellame. Laguna (suppl.)*, 6, 38-58.
- Franzoi, P., Trisolini, R., Carrieri, A., Rossi, R. (1989) Caratteristiche ecologiche del popolamento ittico ripario della Sacca di Scardovari (Delta del Po) *Nova Thalassia*, 10: 399-405.
- Gacic, M., Mancero Mosquera, I., Kovacevic, V., Mazzoldi, A., Cardin, V., Arena, F., Gelsi, G. (2004) Temporal variation of water flow between the Venetian lagoon and the open sea. *Journal of Marine Systems*, 51: 33-47.
- Gandolfi, G., Zerunian, S, Torricelli, P, Marconato, A. (1991) I pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente e Unione Zoologica italiana. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma. pp. 450-472.
- Hannah, D.M., Brown, L.E., Milner, A.M., Gurnell, A.M., McGregor, G.R., Petts, G.E., et al. (2007) Integrating climate–hydrology–ecology for alpine river systems. *Aquat Cons Mar Freshwat Ecosyst*; 17: 636–656.
- Henderson, P.A., Bamber, R.N. (1987) On the reproductive biology of the sand smelt *Atherina boyeri* Risso (Pisces: Atherinidae) and its evolutionary potential, *Biological Journal of the Linnean Society*, 32 (4): 395–415.
- ISPRA 2017. Quaderni - ricerca marina n.11 – ISBN: 978-88-448-0870-9.
- Kara, M. H., Quignard J. (2019) *Fishes in Lagoons and Estuaries in the Mediterranean 2: Sedentary Fish*. Print ISBN:9781786302465, Online ISBN:9781119452782, DOI:10.1002/9781119452782.
- Kiener, A. and Spillmann, C. J. (1969) Contribution a l'etude systematique et ecologique des Atherines des c6tes francaises, *Mkmoires du Museum National d'Histoire Naturelle, Paris*, 60, 33 74.
- Kjerfve, B., Schettini, C.A.F., Knoppers, B., Lessa, G., Ferreira, H.O. (1996) Hydrology and salt balance in a large, hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 701-725.
- Koutrakis, E.T. (2000) Fishery management in the lagoons of North Greece. Problems and proposals, *Proceedings 9th Panhellenic Congress of Ichthyologists, Messolongi, Greece*,

pp. 133–136.

- Leonardos, I., Sinis, A., Kokkinidou, A. (2000) Fish fauna of the Messolongi and Etolikon Lagoons. Proc 6th Hellenic Symp Oceanogr Fish, May 23–26, Chios. NCMR, Athens, p 239–244.
- Leonardos, I.D. (2001) Ecology and exploitation pattern of a landlocked population of sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in Trichonis Lake (Western Greece), Journal of Applied Ichthyology, 17 (6): 262–266.
- Lorenzoni, M., Ghetti, L. (2012) Evoluzione della fauna ittica e problematiche gestionali del lago Trasimeno. In Martinelli A. (ed.): Tutela ambientale del lago Trasimeno. Libri Arpa Umbria. Perugia.
- Malavasi, S., Franco, A., Fiorin, R., Franzoi, P., Torricelli, P., Mainardi, D. (2005) The shallow water gobiid assemblage of the Venice Lagoon: abundance, seasonal variation, and habitat partitioning. Journal of Fish Biology, 67 (Supplement B): 146-165.
- Manteifel, B.P., Girsu, I.I., Pavlov, D.S. (1978) On rhythms of fish behaviour, in J.E. Thorpe (ed.), Rhythmic Activity of Fishes, pp. 215–224, New York Academic Press, New York.
- Maugé, L.A. (1990) Atherinidae. In: Quero JC, Hureau JC, Karrer C, Post A, Saldanha L (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris Vol 2, pp 604–605.
- McHugh, J. L. (1985) The estuarine ecosystem integrated. In Fishcommunity ecology in estuaries and coastal lagoons, towards anecosystem integration ed. Yanez-Arancibia, pp. 9±17. UNAM Press, Mexico.
- McHugh, J.L. (1967) Estuarine nekton. In: Lauff, G.H. (Ed.), Estuaries. Publ. No. 83. Amer. Assoc. Adv. Sci. Spec., Washington, pp. 581e619.
- McLusky, D.S., Elliott, M. (2004) The estuarine ecosystem: ecology, threats and management, 3rd edn. Oxford University Press, Oxford.
- Molinaroli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Masiol, M., Pistolato, M. (2009) Thirty-year changes (1970 to 2000) in bathymetry and sediment texture recorded in the Lagoon of Venice sub-basin, Italy. Marine Geology, 258: 115-125.
- Moretti, G.P., Gianotti, F.S., Giganti, A. (1959) Il latterino (*Atherina mochon* Cuv.) nel Trasimeno (biometria, regime dietetico, pesca e parassitismo). Rivista di idrobiologia, 11, 3-38.
- Newton, A., Brito, A.C., Icely, J.D., Derolez, B., Clara, I., Angus, S., Schernewski, G., Inacio, M., Lillebo, A.I., Sousa, A.I., Bejaoui, B., Solidoro, C., Tosic, M., Canedo-Argulles, M., Yamamuro, M., Reizopoulou, S., Tseng, H.C., Canu, D., Roselli, L., Maanan, M., Cristina, S., Ruiz-Fernandez, A.C., Lima, R.F.D., Kjerfve, B., Rubio-Cisneros, N., Perez-Ruzafa,

- A., Marcos, C., Pastres, R., Pranovi, F., Snoussi, M., Turpie, J., Tuchkovenko, Y., Dyack, B., Brookes, J., Povilanskas, R., Khokhlov, V. (2018) Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation*, 44: 50-65.
- Newton, A., Icelly, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., ... & Zaldívar, J. M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95-122.
- Palmer, C.J., Culley, B.M., Claridge, N.P. (1979) A further occurrence of *Atherina boyeri* Risso 1810 in North-Eastern Atlantic waters. *Environ. Biol. Fishes* 4, 71-75.
- Patimar, R., Yousefi, M., Hosieni S. M. (2009) Age, growth and reproduction of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso, 1810), in the Gomishan wetland – southeast Caspian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81 (4): 457–462.
- Pauly D., Caddy J. (1985) A modification of Bhattacharya's method for the separation of normal distributions. *FAO Fish. Circ.* 781, Rome, 16pp.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A. and Marcos, C. (2004) Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*, 64: 202-218.
- Pollard, D.A. (1984) A review of ecological studies on seagrass—fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquatic Botany*, 18(1-2), 3-42.
- Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K. (2013) The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 16, 230-239.
- Potter, I. C., Beckley, L. E., Whitfield, A. K., & Lenanton, R. C. (1990) Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. *Alternative life-history styles of fishes*, 143-178.
- Rapaglia, J., Zaggia, L., Ricklefs, K., Gelinis, M., Bokuniewicz, H. (2011) Characteristics of ships' depression waves and associated sediment resuspension in Venice Lagoon, Italy. *Journal of Marine Systems*, 85: 45-56.
- Ré, P., Meneses, I. (2009) Early stages of marine fishes occurring in the Iberian Peninsula. *IPMAR/IMAR*, 282 pp.
- Rosecchi, E., & Crivelli, A.J. (1992). Study of a sand-smelt (*Atherina boyeri* Risso, 1810) population reproducing in freshwater. *Ecology of freshwater fish*, 1: 77-85.
- Rossi, R. (1986) Occurrence, abundance and growth of fish fry in Scardovari Bay, a nursery ground of the Po River Delta (Italy). *Arch Oceanol Limnol* 20:259–280.

- Rova, S., Mueller, F., Meire, P., & Pranovi, F. (2019) Sustainability perspectives and spatial patterns of multiple ecosystem services in the Venice lagoon: Possible roles in the implementation of the EU Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, Vol. 98, March 2019, pp.556– 567.
- Rova, S., Pranovi, F., Müller, F. (2015) Provision of ecosystem services in the lagoon of Venice (Italy): an initial spatial assessment, *Ecohydrology & Hydrobiology*, Volume 15, Issue 1, Pages 13-25, ISSN 1642-3593.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.-J., Chong Ving Ching, Day, J.W., Elliott M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I. C., Silvert, W. (2000) Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 57, Issue 3, June 2000, Pages 590–602.
- Scapin, L., Zucchetto, M., Sfriso, A., Franzoi, P. (2018a) Local habitat and seascape structure influence seagrass fish assemblages in the Venice lagoon: the value of conservation at multiple spatial scales. in *ESTUARIES AND COASTS*, vol. 41, pp. 2410-2425.
- Scapin, L., Cavararo, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetto, M., Franzoi, P. (2018b) Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: Implications for conservation in *AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS*, vol. 28, pp. 282-295.
- Serventi, M., Harrison, I.J., Torricelli, P., & Gandolfi, G. (1996) The use of pigmentation and morphological characters to identify Italian mullet fry. *Journal of Fish Biology*, 49(6), 1163-1173.
- Simberloff, D., Dayan, T., (1991) The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, 22: 115-143.
- Sito Web del Museo della Fauna europea (www.ittiofauna.org).
- Solidoro, C., Bandelj, V., Aubry Bernardi, F., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., Facca, C., Franzoi, P., Libralato, S., Melaku Canu, D., Pastres, R., Pranovi, F., Raicevich, S., Socal, G., Sfriso, A., Sigovini, M., Tagliapietra, D., Torricelli, P. (2010) Response of Venice lagoon ecosystem to natural and anthropogenic pressures over the last 50 years. In: Paerl Hans, Kennish Mike (eds) *Coastal lagoons: systems of natural and anthropogenic change*. CRC Press, Taylor and Francis, pp 483–511.
- Solidoro, C., Cossarini, G., Pastres, R. (2002) Numerical analysis of the nutrient fluxes through the Venice Lagoon inlets. In: Campostrini, P. (Ed.), *Scientific Research and Safeguarding of Venice*, Corila Research Program 2001 Results. La Garangola, Padova, pp. 545e555.
- Sparre, P., Venema, S.C. (1998). Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1, Manual *FAO Fisheries Technical Papers No. 306, Rev. 2*, 407pp.
- Trotta, P. (1994) La pesca, la qualità delle acque, gli scarichi in laguna. In: C.N.R. Istituto

Sfruttamento Biologico Lagune (ed) La laguna di Lesina: quali prospettive, quali soluzioni? Lesina (FG), pp 11–21.

Trotta, P., Russo, R. M., & Francavilla, M. (2012) Preliminary approach of bioremediation through the booster of adult ripe stock of the sand smelt in the Lesina lagoon. *Transitional Waters Bulletin*, 3(3), 24-31.

Tutman, P., Glamuzina, B., Skaramuca, B., Kozul, V., Glavić, N., Lučić, D. (2000) Incidence of spinal deformities in natural populations of sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810) in the Neretva River estuary middle Adriatic. *Fish. Res.*, 45:61-64.

Vasil'eva, E.D. (2017) Diagnostic features and taxonomy of the Mediterranean species of the big-scale sand smelts belonging to *Atherina boyeri* group (Atherinidae). *J. Ichthyol.* 57, 791–802.

Vizzini, S., Mazzola, A. (2005) Feeding ecology of the sand smelt *Atherina boyeri* (Risso 1810) (Osteichthyes, Atherinidae) in the western Mediterranean: evidence for spatial variability based on stable carbon and nitrogen isotopes. *Environ Biol Fish* 72, 259–266.

Vizzini, S., Mazzola, A. (2002) Stable carbon and nitrogen ratios in the sand smelt from a Mediterranean coastal area: Feeding habits and effect of season and size, *Journal of Fish Biology*, 60 (6): 1498–1510.

Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J., Tortonese, E. (1984-1986) *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris.

Whitehead, P.J.P., Nelson, G.J., Wongratana, T. (1988) *FAO species catalogue. Clupeoid fishes of the world (Suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 2. Engraulididae*. *FAO Fish. Synop.*, Roma, pp. 305e579.

Whitfield, A.K. (1994) An estuary-association classification for the fishes of southern Africa. *South African Journal of Science*, Vol. 90, No. 7.

Whitfield, A.K., & Patrick, P. (2015) Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 160, 49-59.

Whitfield, A.K. (1999) Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186.

Zerunian, S. (2004) *Pesci delle acque interne d'Italia* Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Zucchetta, M., Franco, A., Torricelli, P., & Franzoi, P. (2009) Using habitat distribution models to identify nursery areas in the Venice lagoon. *Biologia Marina Mediterranea*, 16, 220-221.

Zucchetta, M., Franco, A., Torricelli, P., & Franzoi, P. (2010) Habitat distribution model for

European flounder juveniles in the Venice lagoon, *Journal of Sea Research*, Volume 64, Issues 1–2, Pages 133-144, ISSN 1385-1101.

Zucchetta, M., Scapin, L., Cavararo, F., Pranovi, F., Franzoi, P. (2016) Can the Effects of Anthropogenic Pressures and Environmental Variability on Nekton Fauna Be Detected in Fishery Data? Insights from the Monitoring of the Artisanal Fishery Within the Venice Lagoon. *Estuaries and Coasts* 39, 1164–1182.