

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA

Corso di Laurea in Biologia



ELABORATO DI LAUREA

**Monitoraggio dell'abbondanza dello
ctenoforo invasivo *Mnemiopsis leidyi*
A. Agassiz, 1865 in relazione alla
piccola pesca artigianale nella
Laguna di Venezia**

**Tutor: Prof.ssa Carlotta Mazzoldi
Dipartimento di Biologia**

**Co-tutor: Dott. Filippo Piccardi
Biologia Marina**

Laureanda: Marta Paganin

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

INDICE

1 INTRODUZIONE	pag. 3
1.1 Le specie aliene e le invasioni biologiche	pag. 3
1.2 Le specie aliene invasive o IAS	pag. 4
1.3 Impatti delle specie invasive sui nuovi ambienti	pag.5
1.4 Il caso di studio: <i>Mnemiopsis leidyi</i>	pag.7
1.5 La laguna di Venezia e la pesca artigianale	pag 9
2 SCOPO DELLA TESI	pag.11
3 MATERIALI E METODI	pag.12
3.1 Area d'indagine: Laguna di Venezia	pag.12
3.2 Misurazione della quantità di <i>M. leidyi</i> all'interno dei cogolli	pag.14
3.3 Analisi dei dati	pag.17
4 RISULTATI	pag.18
4.1 Campionamenti nei cogolli	pag.18
5 DISCUSSIONE	pag 24
5.1 Presenza di <i>M. leidyi</i> in Laguna di Venezia	pag.24
5.2 Impatto sulla pesca	pag.26
6 CONCLUSIONE	pag.27
7 BIBLIOGRAFIA	pag.28

1.INTRODUZIONE

1.1 Le specie aliene e le invasioni biologiche

Le invasioni biologiche di specie non autoctone nei diversi ambienti rappresentano un grave problema ecologico che minaccia la conservazione e la biodiversità delle risorse naturali (Hobbs, 2000). Questo fenomeno è infatti oggetto di studio da diversi anni sia in ecosistemi terrestri sia in ecosistemi marini ed è così diffuso da costituire una delle componenti più importanti del cambiamento ambientale globale (Simberloff, 2013).

Una specie viene definita alloctona o aliena quando si trova ad abitare e colonizzare stabilmente una regione diversa dal suo territorio di origine, ossia l'areale storico (Kolar, 2001). La presenza di una specie aliena in un territorio, nella maggior parte dei casi, è attribuibile ad azioni umane, volontarie o involontarie.

I meccanismi principali con i quali le specie aliene possono arrivare e insediarsi in una nuova regione sono principalmente tre (Roy, 2011).

Il primo meccanismo è il trasporto di merci che può portare direttamente o indirettamente all'introduzione di specie esotiche da una regione all'altra. In questo processo la merce stessa può rappresentare direttamente la specie aliena (solitamente si tratta di una specie che viene trasportata per il suo valore commerciale) e può essere rilasciata in ambiente sia in modo intenzionale (per creare ad esempio popolazioni per la caccia e la pesca, o introdurre specie come agenti di controllo biologico) sia attraverso la fuga involontaria (come, ad esempio, nel caso delle piante esotiche ornamentali che si diffondono oltre i giardini) (Xu, 2006). In un secondo caso la specie viene trasferita indirettamente sotto forma di agente patogeno, parassita o specie commensale della specie trasportata (Hume, 2008)

Il secondo meccanismo riguarda il trasporto involontario di specie che raggiungono regioni lontane dal loro areale nativo attraverso l'uso di vettori, ossia mezzi di trasporto utilizzati sempre maggiormente nell'era della globalizzazione. I mezzi possono essere navi (dove le specie possono attaccarsi agli scafi o infiltrarsi nelle acque di zavorra), aerei, treni, veicoli stradali (come,

ad esempio, la dispersione di semi catturati dagli pneumatici delle automobili), tutti non direttamente associati a una merce specifica. In questo caso le specie sono definite “clandestine” (Keller, 2011).

Infine, il terzo meccanismo vede la dispersione di alcune specie in regioni diverse dal loro areale in maniera autonoma. Tuttavia, l’uomo può facilitare la dispersione naturale creando corridoi antropici, ossia infrastrutture come canali, tunnel o ponti. Questi corridoi possono semplicemente aiutare la diffusione di una specie ma anche collegare due territori che in precedenza erano totalmente isolati e in quest’ultimo caso l’impatto ambientale potrebbe essere maggiore (Hansen et Al., 2005).

Anche se i cambiamenti nella distribuzione delle specie sono comuni, attualmente le attività antropiche continuano ad aumentare notevolmente la velocità e la portata di questi movimenti. Si stima che per ogni paese si trovino dalle 10^2 alle 10^4 specie alloctone documentate (Lodge, 1993).

1.2 Le specie aliene invasive o IAS

Quando la presenza di una specie aliena comporta degli effetti dannosi sull’ambiente, sulla salute o sull’economia questa può essere definita come specie invasiva (Russel, 2017). Le specie invasive o IAS (acronimo dell’inglese Invasive Alien Species) sono considerate un sottoinsieme delle specie aliene caratterizzate da un elevato successo di insediamento e da una rapida diffusione; queste caratteristiche permettono loro di esercitare un’elevata competizione per le risorse e gli spazi, avere una forte predazione e alterare il nuovo territorio (Hengeveld, 1989).

Perché l’invasione biologica abbia successo le IAS mettono in moto dei meccanismi che permettono loro di sopravvivere, riprodursi, competere e creare una popolazione autosufficiente in un nuovo habitat (Marshall, 2009). Una di queste strategie è quella legata ad una dieta generalista (che cioè include un’ampia gamma di prede), che fornisce più possibilità di sopravvivenza nella competizione con gli organismi autoctoni (Haubrock, 2019). Ne è un esempio il ghiozzo *Neogobius melanostomus* che ha invaso con successo gran parte del

Mar Baltico soprattutto grazie alla sua capacità di consumare efficacemente una varietà diversificata di prede tra bivalvi e anfipodi (Nurkse, 2016).

Le specie invasive sono dotate inoltre di alti tassi di riproduzione e dispersione che consentono una rapida crescita della popolazione. Il potenziale evolutivo e la capacità di dispersione sono influenzati maggiormente dalla modalità di riproduzione (Dalle Chiaie, 1841). La più vantaggiosa in questo senso è la riproduzione vegetativa o clonale. In uno studio condotto in Cina sono state esaminate 126 specie di piante aliene invasive e si è riscontrata una relazione positiva significativa tra riproduzione clonale e invasività della specie (Liu et al., 2006).

Altri fattori importanti sono la sopravvivenza in ambienti fortemente antropizzati, la tolleranza ad ampi range di variazioni di parametri ambientali e la resistenza agli inquinanti (Charles, 2018). Ne è un esempio l'esperimento condotto nella Baia di S. Francisco che ha visto una significativa diminuzione della densità della popolazione delle specie autoctone dopo l'esposizione a un comune inquinante, mentre la densità media delle specie aliene è rimasta inalterata (Crooks et al, 2011).

1.3 Impatti delle specie invasive sui nuovi ambienti

Come detto in precedenza l'introduzione di specie aliene invasive in un nuovo ambiente provoca un impatto tra i più importanti, meno controllati e meno reversibili sugli ecosistemi del mondo (Esl, 2020).

Una delle conseguenze più allarmanti è la perdita di biodiversità, intesa non solo come numero di specie autoctone ma comprende anche variabilità genetica, interazioni tra specie e processi ecosistemici (Didham, 2005).

La perdita di biodiversità porta a una omogeneità biologica tanto che, secondo alcuni ecologi, si sta entrando in una nuova era detta "Homogocene" (termine coniato da Gordon Orians a metà degli anni '90), in cui tutti i continenti sono uniti attraverso le attività umane in un'unica "nuova Pangea" (Rosenzweig, 2001).

Un esempio di perdita di biodiversità nel Mar Mediterraneo è il caso di

Caulerpa taxifolia, un'alga verde invasiva tropicale che è stata introdotta involontariamente tramite il deflusso in mare degli acquari del Musée Océanographique de Monaco; in 15 anni l'alga si è rapidamente diffusa formando habitat omogenei. Sostituendo parte delle specie algali autoctone ha portato alla riduzione del 25-55% della ricchezza delle specie di alghe (Verlaque et al., 1994).

Nella perdita della biodiversità causata dalle specie invasive gioca un ruolo importante anche l'ibridazione. L'esclusione competitiva delle specie autoctone da parte delle specie aliene può essere infatti aggravata dall'ibridazione che porta alla diminuzione della frequenza del genotipo delle specie native e aumenta il loro rischio di estinzione (Levin et al., 1996, Rhymer et al., 1996). Ad esempio, nel caso del dingo (*Canis lupus dingo*), il lupo etiopico (*Canis simensis*) e altri canidi, l'incrocio con cani domestici rappresenta un'importante minaccia (Rhymer, 1996). Tiebre et al. (2007) studiando un gruppo di poligonacee aliene (*Fallopia* spp.) in Belgio ha riscontrato una maggiore diversità genotipica nei taxa ibridi rispetto alle specie autoctone. Questa diversità genotipica aiuta l'adattamento e il successo invasivo delle poligonacee nel nuovo territorio.

Un'altra importante conseguenza dell'introduzione delle specie invasive è rappresentata dai danni di tipo sanitario: molti focolai di malattie umane sono infatti causati da nuovi agenti patogeni come, ad esempio, il virus dell'HIV o il vaiolo delle scimmie (Pysek et al., 2010). Un secondo esempio è il caso di *Ambrosia artemisiifolia*, una specie aliena originaria del nord America diffusasi in Europa a partire dal XIX secolo. Questa pianta è ritenuta tra le specie invasive più pericolose per la sua elevata produzione di polline allergenico (Bosio et al., 2014).

L'introduzione delle IAS porta anche a importanti ripercussioni socioeconomiche. Nel Mediterraneo, ad esempio, sono state registrate otto specie di gamberi Panaeidi alieni eritrei, tra cui *Marsupenaeus japonicus* (Bate, 1888), *Metapenaeus monoceros* (Fabricius, 1798) e *Penaeus semisulcatusche* (www.ciesm.org), iquali da un lato sono considerati un'ottima fonte di profitto

poiché rappresentano la maggior parte del pescato della costa mediterranea dell'Egitto (Bishara, 1976), dall'altro lato quel vantaggio va a spese della pesca commerciale lungo la costa israeliana del gambero autoctono *Elicertisi kerathurus* (Forskål, 1775), da allora quasi scomparso (Galil, 2007).

1.4 Il caso di studio: *Mnemiopsis leidyi*

Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865 (Figura 1) è una specie invasiva classificata dall'Unione internazionale per la conservazione della natura (IUNC) tra i primi 100 bioinvasori marini più pericolosi a livello globale (Lowe et al., 2004).



Figura 1 Esemplare di *M.leidyi* (Fonte: www.google.it)

M. leidyi è uno ctenoforo lobato oloplantonico lungo circa 7-12 cm e largo 2-3 cm. Il suo corpo gelatinoso è compresso lateralmente ed è composto da due grandi lobi orali che formano quattro solchi. Sotto i due lobi più grandi sono presenti quattro lobi più piccoli detti auricole. La specie presenta quattro file di pettinini ciliati iridescenti chiamati cteni, caratteristici dell'ordine e necessari per i movimenti. Presenta un apparato tentacolare dal quale si sviluppano dei tentacoli sottili che seguono i solchi profondi. Sono presenti altre due file di tentacoli più piccoli attorno alla bocca (Ivanov, 2000). È una specie ermafrodita simultanea, ovvero presenta entrambi gli organi riproduttivi sono localizzati lungo gli otto canali del sistema gastrovascolare (Shiganova 2003).

M. leidyi si è dimostrato essere una specie invasiva di successo grazie ad alcune

sue caratteristiche:

- a) I suoi elevati range di tolleranza, infatti *M. leidyi* è stata osservata in ampi intervalli di temperatura (da 0°C a 31°C), salinità (da 0.1 a 40 psu) e concentrazioni di clorofilla (da 0.02 a 9.7 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Purcell et al., 2001).
- b) I suoi alti tassi di riproduzione e sviluppo: *M. leidyi* ha la capacità di autofecondarsi, quindi ogni organismo è in grado di produrre larve, e ogni organismo rilascia grandi quantità di uova (da 2000 fino a 13000 nei periodi di *bloom*) (Costello et al., 2006). Dalle uova si schiudono larve ciddipide dopo solo 20-24 ore che si nutrono attraverso tentacoli, i quali poi vengono persi poi nella fase adulta (Kremer et al., 1989). Anche il passaggio alla fase adulta avviene velocemente, in condizioni di temperatura e cibo favorevoli le larve possono svilupparsi in adulti entro 14 giorni (Reeve et al., 1978).
- c) La sua dieta generalista e il suo metodo di predazione: *M. leidyi* si nutre di microplankton, copepodi e larve di pesce utilizzando delle ciglia che generano una corrente d'acqua non rilevabile dalle sue prede (Colin et al., 2010).

Questa specie è originaria delle acque estuarine e costiere dell'Atlantico occidentale, il suo areale storico si estende dalla baia di Chesapeake (negli stati Uniti) alle coste dell'Argentina (Gesamp, 1997).

M. leidyi a partire dagli anni '80 è arrivata nelle acque del Mar Nero attraverso le acque di zavorra delle navi commerciali (Finenko et al., 2018), da dove poi si espanse e stabilì nei Mar Caspio, Mar di Marmara, Mar d'Azov, Mar Caspio, dimostrandosi un invasore di successo (Shiganova et al., 2001). La sua espansione è stata facilitata da fattori come: le rotte marittime che si estendono su tutto il globo, la costruzione di canali che connettono i bacini, l'aumento delle temperature delle acque, il deterioramento dell'ambiente marino (Shiganova et al., 2019).

Dall'ottobre del 2005 nella parte più settentrionale del mar Adriatico,

precisamente nel golfo di Trieste, sono stati registrati i primi individui di *M. leidyi*, probabilmente arrivati tramite acque di zavorra (Boero, 2009).

Secondo Siapatis e altri autori le condizioni in cui è più probabile trovare questo ctenoforo sono profondità dai 65 ai 135 cm, valori di temperatura superficiale tra di 21-25°C e bassi valori di PAR (radiazione fotosinteticamente attiva) e SLA (anomalie del livello del mare) (Siapatis, 2008). Le acque delle coste del nord Adriatico mostrano caratteristiche simili, per questo sono considerate un'area potenzialmente molto adatta per l'insediamento della specie *M. leidyi*.

Dopo 10 anni senza alcun avvistamento diretto, dal 2016 e negli anni successivi, furono registrati nuovi *bloom* lungo la costa della zona settentrionale del mar Adriatico (Malej et al., 2017).

Dal 2014 sono stati registrati i primi *blooms* di *M. leidyi* anche nella laguna di Venezia (tesi Piccardi, 2020), che è stata riconosciuta a lungo come hotspot di introduzione delle NIS (non indigenus species) (Sfriso, 2018).

1.5 La laguna di Venezia e la pesca artigianale

La laguna di Venezia, con una superficie di 550 km², è la laguna più estesa del Mediterraneo e si colloca a nord est del mar Adriatico. Quasi l'intera superficie è ricoperta d'acqua salmastra, circa il 20% di questa è occupata da barene (zone di terreno a pelo d'acqua ricoperte di vegetazione) e solo il 5% da isole. Paludi e distese fangose sono collegate da una fitta rete di canali più o meno profondi (Fletcher, 2005).

Tra la laguna e il mare si trovano dei cordoni sabbiosi separati da tre bocche di porto: bocca di porto del Lido, di Malamocco e di Chioggia.

La laguna è caratterizzata da una batimetria poco profonda, temperatura e salinità variabili per l'influenza dei fiumi della costa occidentale (Cossarini et al., 2008). Le acque della laguna di Venezia si trovano ad ospitare numerose specie non autoctone a causa delle molte attività antropiche che vi si svolgono: la navigazione, la nautica da diporto, la molluschicoltura e il commercio di pesce e frutti di mare (Ambrogi et al., 2000).

La laguna di Venezia ha una delle produttività più alte del Mediterraneo,

un'escursione termica compresa tra i 7°C in inverno e 28° C d'estate, e un'alta variazione di salinità, tutte caratteristiche che possono essere ben tollerate da specie eurialine ed euriterme come *M. leidy* (Russo et al. 2012).

L'impatto che *M. leidy* può avere su questo ambiente semichiuso è allarmante sia per quanto riguarda la riduzione della biodiversità, infatti la laguna di Venezia è un'importante area di foraggiamento e luogo ideale per la riproduzione di molte specie ittiche, sia per le ripercussioni sull'economia della pesca (Schroeder et al., 2022).

Nella laguna di Venezia viene praticata la pesca artigianale, una pesca multispecifica che si tramanda di generazione in generazione. Questo tipo di pesca richiede infatti una buona conoscenza dei cicli biologici delle specie pescate, dei periodi di riproduzione, delle migrazioni stagionali e dei movimenti giornalieri dovuti alle maree. La pesca può avvenire tramite strumenti da strascico o fissi a seconda della specie ittico bersaglio (Granzotto, 2001).

I pescatori che utilizzano questa tipologia particolare di pesca lamentano di star subendo le conseguenze dell'insediamento di *M. leidy* in queste acque (tesi Piccardi, 2020). Infatti, la presenza importante di questa specie in alcune zone della laguna non solo diminuisce il pescato a causa del suo impatto sulla biodiversità, ma crea gravi problemi anche intasando le reti dei cogolli e ostacolando le operazioni di pesca.

2. SCOPO DELLA TESI

Le specie invasive rappresentano un problema sempre più grave che minaccia ecosistemi, habitat, specie, e che crea danni anche a livello sanitario ed economico. Un esempio è dato da *M. leidy*, ctenoforo invasivo che dal suo primo *bloom* su larga scala continua ad avere un forte impatto nel nord Adriatico (Fiori et al., 2019).

In questi ultimi anni questa specie sta venendo monitorata a causa dei danni economici che sta causando ai piccoli pescatori artigianali nella Laguna di Venezia. L'obiettivo di questa tesi è quello di rilevare l'abbondanza e l'impatto di questa specie in relazione alla piccola pesca in 2 sottobacini della Laguna di Venezia.

Con questo scopo, per indagare la presenza e l'impatto di *M. leidy* è stato analizzato il contenuto di cogolli in diverse aree della Laguna: sono state misurate la percentuale e il peso di *M. leidy* all'interno di cogolli appartenenti a 2 pescatori lagunari che operano in Laguna sud e in Laguna centrale. È stata inoltre messa a confronto la quantità in percentuale di *M. leidy* all'interno dei cogolli con la relativa percentuale di pescato di valore commerciale.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Area d'indagine: Laguna di Venezia

La Laguna di Venezia situata nel nord dell'Adriatico rappresenta il bacino acqueo costiero più grande del Mediterraneo. Il mar Adriatico, avendo una conformazione stretta e allungata e fondali poco profondi, causa le maggiori escursioni mareali nella sua parte settentrionale. La laguna di Venezia, che si trova in questa zona, mostra una marea astronomica con escursioni di 0.3 m quando la marea è meno ampia (fase di quadratura) e di 1.1 m nelle massime oscillazioni di area (fase di sizigie) (Gatto et al., 1981). La laguna è formata da una fitta rete di canali che convogliano le correnti dalle bocche di porto, dove l'idrodinamismo è maggiore, fino alle parti più interne dove le correnti sono meno forti così come il ricambio d'acqua. Il rapporto superficie/volume è particolarmente elevato a causa della bassa profondità media della colonna d'acqua (circa 1m) (Guèdron, 2012). La Laguna di Venezia è suddivisa in tre sottobacini dalle tre bocche di porto che la collegano con il mare: il sottobacino Nord, delimitato dalla bocca di porto del Lido, è caratterizzato da sedimenti di granulometria più fine sabbioso-argillosi e da un elevato ricambio di acqua, il sottobacino centrale, delimitato dalla bocca di porto di Malamocco, con un idrodinamismo più forte, e il sottobacino sud, delimitato dalla bocca di porto di Chioggia con sedimenti di tipo limoso-sabbioso e un basso ricambio d'acqua (Molinaroli et al., 2009).

L'attrezzo da pesca utilizzato per i campionamenti in laguna è il cogollo (Figura 2), un attrezzo da pesca fisso sul fondale, ancorato ad esso tramite tre pali: uno sulla parte posteriore e due dal lato della bocca. Il cogollo anteriormente è formato da due reti rettangolari che formano le braccia per l'incanalamento del pesce, a cui seguono una serie di camere a forma di imbuto dove il pesce rimane intrappolato. I cogolli non sono isolati tra loro ma raggruppati in strutture dette calome. Ogni caloma può essere formata da un diverso numero di cogolli (nell'area della laguna sud sono cinque), questi ultimi possono essere rivolti con l'apertura verso le bocche di porto (in questo caso sono detti in posizione di sevente) o verso l'interno della laguna (detti in posizione di

dosana).

Le calome in laguna sud sono formate da tre cogolli in posizione di dosana e due in posizione di sevente.

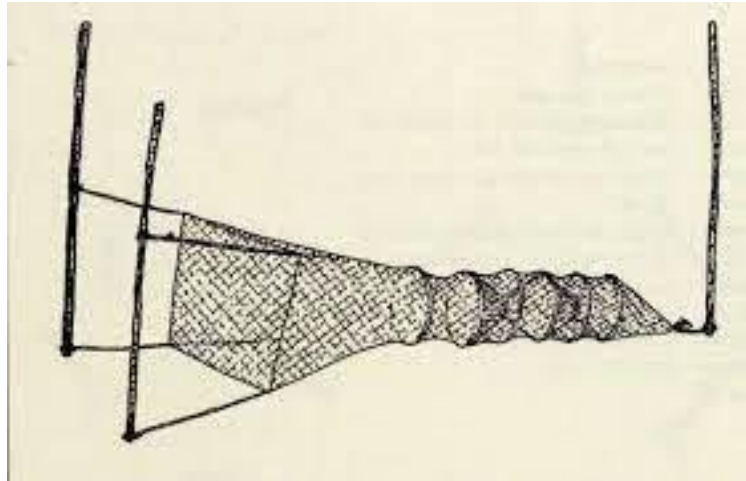


Figura 2 Struttura di un Cogollo (Fonte: www.google.it)

3.2 Misurazione della quantità di *M. leidy* all'interno dei cogolli

Sono stati eseguiti quattro campionamenti, due nel sottobacino meridionale e due nel sottobacino centrale (figura 3). I campionamenti sono stati svolti a bordo delle imbarcazioni dei pescatori, seguendo il percorso prefissato per la loro normale attività di pesca.



Figura 3 Siti di campionamento in laguna: due nel sottobacino centrale, due nel sottobacino meridionale.

Le quantificazioni in laguna meridionale sono state svolte su 15 calome, per un totale di 75 cogolli (45 in posizione di dosana e 30 in posizione di sevente). Gli stessi dati sono stati raccolti in due uscite (8/06/22 e 13/06/22).

I cogolli si trovavano in due differenti zone della laguna sud:

- 65 localizzati nella zona davanti all'isola di Pellestrina (Figura 4)
- 10 localizzati in baia dei Porci (Figura 5)



Figura 4 orientamento calome nell'area di Pellestrina



Figura 5 orientamento calome nell'area della Baia dei Porci

I campionamenti in laguna centrale sono stati svolti su 71 cogolli di fronte all'isola di Malamocco. I dati sono stati raccolti in due uscite (20/06/22 e 20/07/22).

Durante i campionamenti lo sbarcato è stato valutato nel seguente modo: il cogollo veniva caricato nell'imbarcazione e il contenuto svuotato all'interno di una cesta di plastica (Figura 6). Per prima cosa veniva stimata la quantità di *M. leidy* in percentuale rispetto al resto del pescato utilizzabile come prodotto vendibile dai pescatori. Questa operazione permette di avere una prima valutazione sull'abbondanza di *M. leidy* in relazione ai prodotti ittici.

Dalla cesta venivano prelevati poi tutti gli animali diversi da *M. leidy* e venivano consegnati al pescatore o reimmessi in acqua. Erano inoltre il più possibile rimosse alghe o eventuale sporcizia. Dopo queste operazioni il contenuto della cesta era svuotato all'interno di un secchio di capienza 12 l e veniva pesato grazie all'utilizzo di un dinamometro (Dr. Meter ES-PS01 Max. 110lb/50kg con sensibilità di 1g).

Durante molti campionamenti la quantità di *M. leidy* all'interno dei cogolli risultava essere troppo elevata per essere pesata interamente. In questi casi veniva pesato un sottocampione, di un valore compreso tra il 10% e il 25% rispetto alla biomassa totale di individui, e il risultato successivamente rapportato al totale per avere una stima della massa completa.



Figura 6 Contenuto del cogollo all'interno della cesta

3.3 Analisi dei dati

L'analisi dei dati è stata condotta utilizzando il programma Microsoft Excell (Vers. 16.55). I dati sono stati espressi come media \pm deviazione standard.

4. RISULTATI

4.1 Campionamenti nei cogolli

I dati raccolti durante i campionamenti mostrano che, complessivamente, la media della percentuale occupata da *M. leidy* all'interno dei cogolli è di 40.14%, mentre la media totale della sua massa per ogni cogollo è di 6.98 ± 11.72 kg.

Nella tabella 1 e nella tabella 2 sono riportate le percentuali medie e i pesi medi di *M. leidy* nei cogolli situati rispettivamente in Laguna sud e in Laguna nord nei due diversi campionamenti. Si può notare come in entrambi i casi la percentuale e il peso medi aumentino con l'avanzare del periodo preso in esame.

Tabella 1 Percentuale di *M. leidy* nel cogollo e peso medi nei due campionamenti in laguna sud, corrispondenti deviazioni standard e intervalli (valori minimi e massimi).

Data	% <i>M. leidy</i>	Intervallo	Peso <i>M. leidy</i> (kg)	Intervallo
08/06/22	22.73 (± 27.15)	0-100	2.53 (± 2.35)	1.1-10.72
13/06/22	50 (± 0)	50	3.17 (± 0.66)	1.07- 4.10

Tabella 2 Percentuale di *M. leidy* nel cogollo e peso medi nei due campionamenti in laguna centrale, corrispondenti deviazioni standard e intervalli (valori minimi e massimi).

Data	% <i>M. leidy</i>	Intervallo	Peso <i>M. leidy</i> (kg)	Intervallo
20/06/22	23.77 (± 28.35)	0-100	4.48 (± 8.23)	0-46.8
20/07/22	76.91 (± 30.69)	0-100	19.58 (± 18.41)	0-54.5

Nella tabella 3 e nella tabella 4 vengono mostrate invece rispettivamente le medie della percentuale e della massa di *M. leidy* mettendo a confronto le due diverse zone prese in esame della Laguna centrale e della Laguna sud.

Tabella 3 Percentuale di *M. leidy* media dei due campionamenti nel sottobacino nord e dei due campionamenti del sottobacino sud e deviazioni standard corrispondenti.

	% <i>M. leidy</i>
Laguna centrale	44.94 (± 39.16)
Laguna sud	36.37 (± 23.52)

Tabella 4 Quantità media di *M. leidy* in kg dei due campionamenti nel sottobacino nord e dei due campionamenti del sottobacino sud e deviazioni standard corrispondenti.

	Peso <i>M. leidy</i> (kg)
Laguna centrale	10.55 (± 15.17)
Laguna sud	2.9 (± 1.54)

È stato eseguito il test di Kruskal-Wallis per confrontare i valori delle percentuali di *M. leidy* fra i sottobacini centrale e sud. Tramite il test non è stata riscontrata una differenza significativa tra le percentuali dei due sottobacini: $H=0.422$; $p=0.515$.

Considerando invece il peso di *M. leidy* per cogollo il test di Kruskal-Wallis ha evidenziato differenze significative fra i due sottobacini: $H=4,87$; $p=0,027$.

Le figure 7 e 8 mostrano graficamente la presenza sia in termini di percentuale che di biomassa di *M. leidy* all'interno dei cogolli esaminati nei sottobacini lagunari centrali e sud.

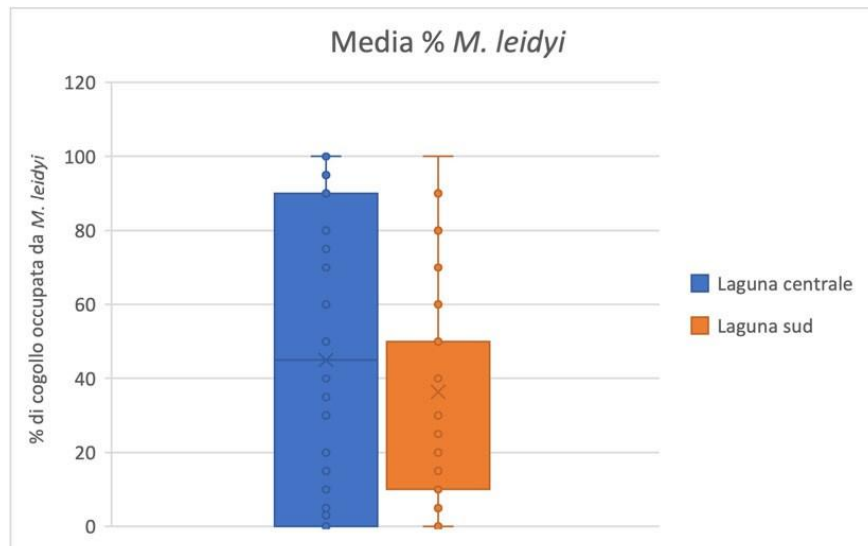


Figura 7 Percentuali occupate da *M. leidy* nei cogolli (asse y) nei due sottobacini centrale e sud (asse x). Sono graficamente rappresentate le mediane (linee orizzontali all'interno delle caselle), i quartili superiore e inferiore (i limiti delle caselle), i valori adiacenti superiori e inferiori (linee orizzontali all'estremità), i diversi valori (i piccoli cerchi).

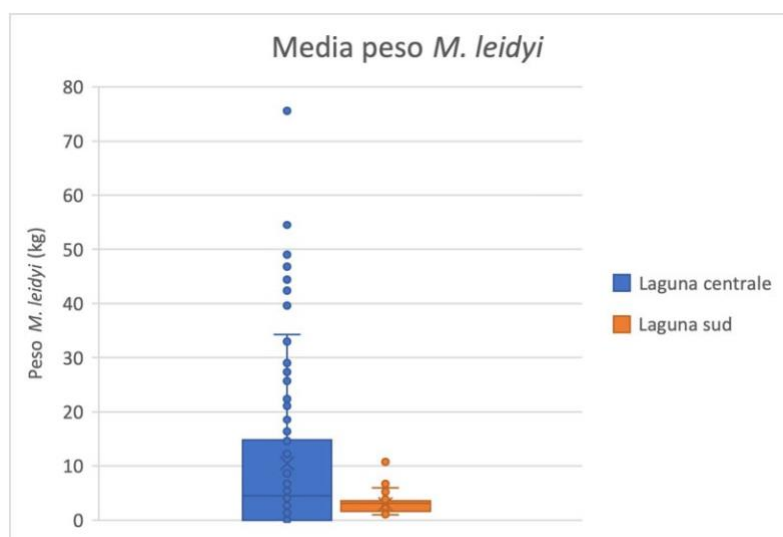


Figura 8 Massa media di *M. leidy* registrata nei cogolli (asse y) nei due sottobacini centrale e sud (asse x). Sono graficamente rappresentate le mediane (linee orizzontali all'interno delle caselle), i quartili superiore e inferiore (i limiti delle caselle), i valori adiacenti superiori e inferiori (linee orizzontali all'estremità), i diversi valori (I piccoli cerchi).

Sono state calcolate inoltre le percentuali e la biomassa di *M. leidy* nei cogolli della Laguna sud tenendo conto delle posizioni di sevente e di dosana. I risultati sono riportati nella tabella 5.

Tabella 5 Percentuale e peso in kg medi di *M. leidy* nei cogolli in posizione di sevente e di dosana. Sono riportate anche le relative deviazioni standard.

Posizione cogollo	% <i>M. leidy</i>	Peso <i>M. leidy</i> (kg)
dosana	38.35± 22.30	2.87± 1.31
sevente	33.85± 24.94	2.69 ± 1.99

Considerando questi ultimi dati è stato effettuato il test di Kruskal-Wallis sulle percentuali di *M. leidy* nei cogolli. Il test non ha evidenziato differenze significative tra i cogolli in posizione di dosana e di sevente: $H=0.294$; $p=0.588$. Il risultato non è significativo a $p<0.05$.

Il test di Kruskal-Wallis, anche considerando il peso di *M. leidy* nelle due diverse posizioni, non ha evidenziato differenze significative: $H=1.308$, $p=0.253$.

Le figure 9 e 10 mostrano graficamente come i dati raccolti non mostrino una differenza significativa di peso e di percentuale di *M. leidy* legata alla posizione

dei cogolli.



Figura 9 Percentuali occupate da *M. leidy* (asse y) nei cogolli in posizione di dosana e di sevente (asse x). Sono graficamente rappresentate le mediane (linee orizzontali all'interno delle caselle), i quartili superiore e inferiore (i limiti delle caselle), i valori adiacenti superiori e inferiori (linee orizzontali all'estremità), i diversi valori (I piccoli cerchi).

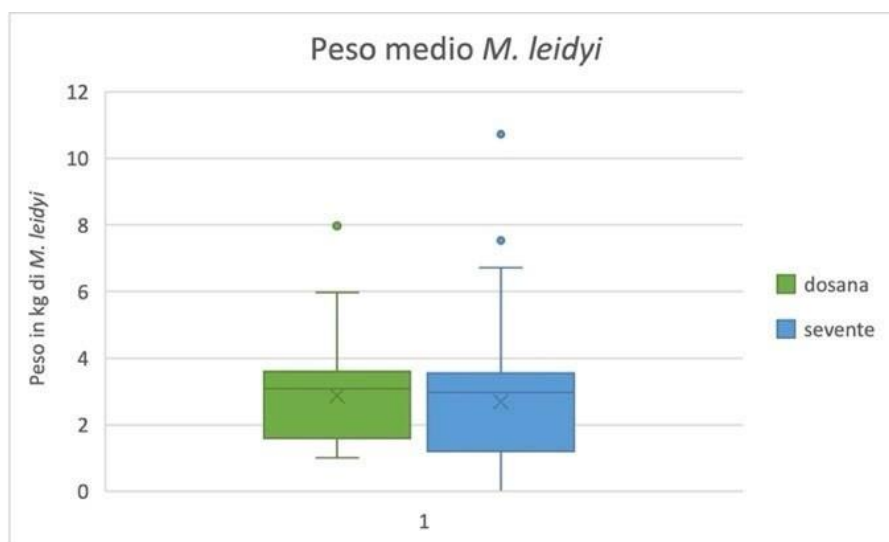


Figura 10 Peso medio di *M. leidy* registrato (asse y) nei cogolli in posizione di dosana e di sevente (asse x). Sono graficamente rappresentate le mediane (linee orizzontali all'interno delle caselle), i quartili superiore e inferiore (i limiti delle caselle), i valori adiacenti superiori e inferiori (linee orizzontali all'estremità), i diversi valori (I piccoli cerchi).

Le figure 11 e 12 mostrano i grafici che mettono in relazione la percentuale occupata da *M. leidy* all'interno dei cogolli e la percentuale di pescato in Laguna centrale nei campionamenti del periodo A (20/06/22) e B (20/07/22).

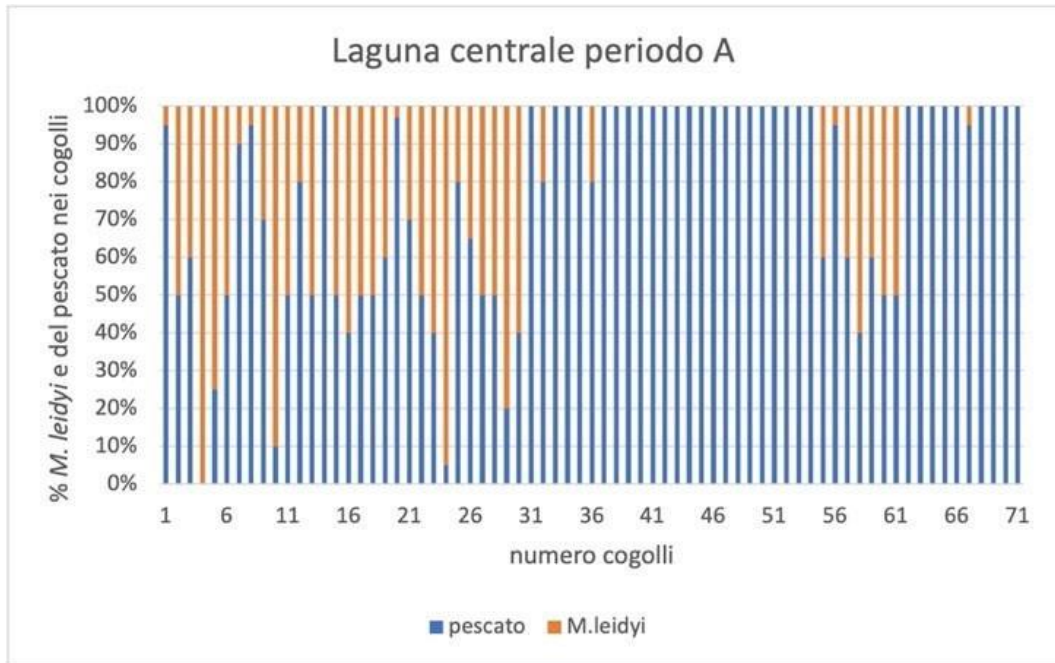


Figura 11 Percentuale di *M. leidy* (porzione arancione della colonna) e percentuale di pescato (porzione blu della colonna) all'interno dei cogolli in Laguna centrale nel periodo A. Sono rappresentate le percentuali (asse y), le colonne rappresentano i cogolli numerati (asse x).

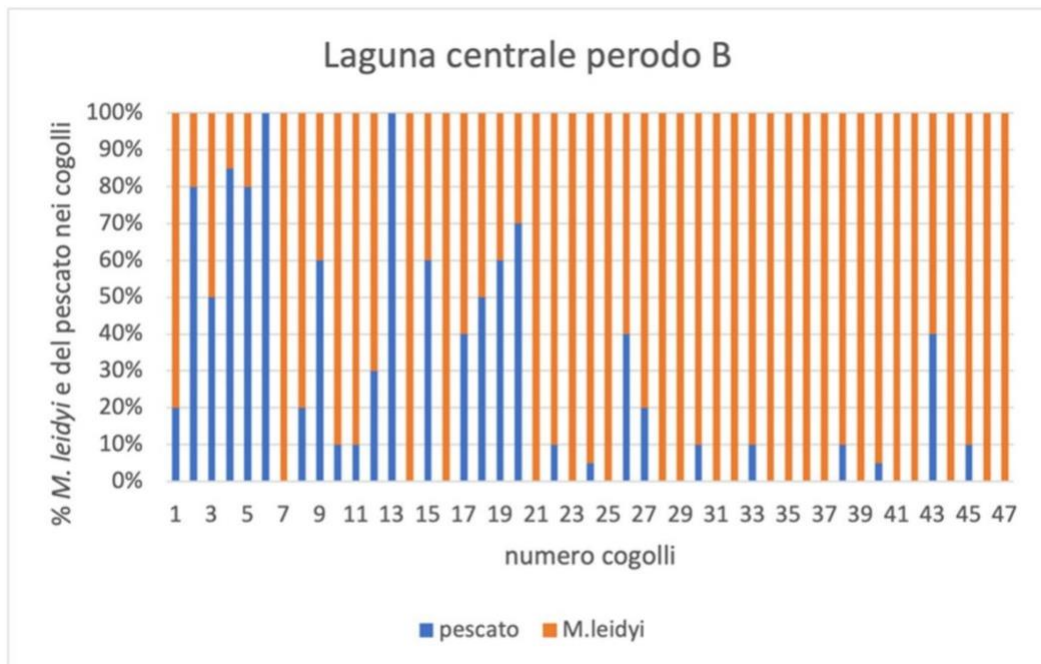


Figura 12 Percentuale di *M. leidy* (porzione arancione della colonna) e percentuale di pescato (porzione blu della colonna) all'interno dei cogolli in Laguna centrale nel periodo B. Sono rappresentate le percentuali (asse y), le colonne rappresentano i cogolli numerati (asse x).

I grafici delle figure 13 e 14 mostrano la percentuale occupata da *M. leidy* all'interno dei cogolli in relazione alla percentuale di pescato in Laguna sud nei campionamenti del periodo A (08/06/22) e B (13/06/22).

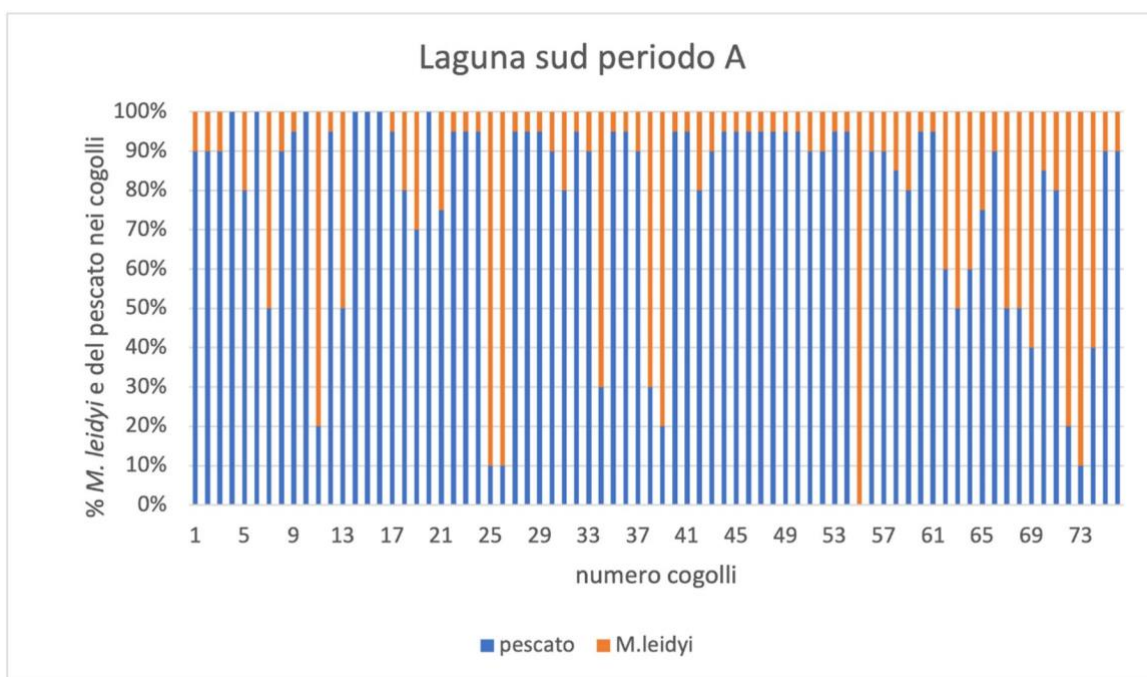


Figura 13 Percentuale di *M. leidy* (porzione arancione della colonna) e percentuale di pescato (porzione blu della colonna) all'interno dei cogolli in Laguna sud nel periodo A. Sono rappresentate le percentuali (asse y), le colonne rappresentano i cogolli numerati (asse x).

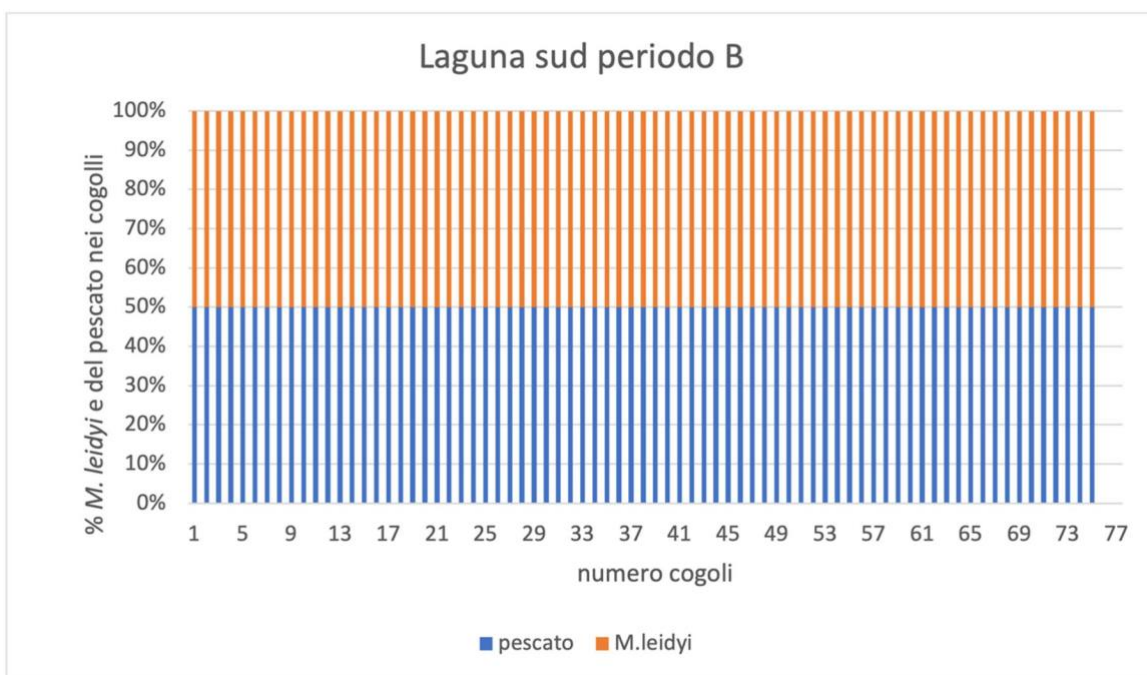


Figura 11 Percentuale di *M. leidy* (porzione arancione della colonna) e percentuale di pescato (porzione blu della colonna) all'interno dei cogolli in Laguna sud nel periodo B. Sono rappresentate le percentuali (asse y), le colonne rappresentano i cogolli numerati (asse x).

5. DISCUSSIONE

5.1 Presenza di *M. leidy* in Laguna di Venezia

Analizzando i dati raccolti durante i campionamenti si osserva che anche nell'estate del 2022, come già nell'estate del 2020 (tesi Piccardi, 2020), la specie invasiva *M. leidy* ha raggiunto una elevata concentrazione nelle acque della Laguna.

Come si può osservare dalle tabelle la specie ha seguito lo stesso andamento dei *bloom* riscontrati in altre aree lagunari, con abbondanze progressivamente più elevate nei mesi di giugno e luglio (Marchessaux, 2020; Marchessaux, 2021). Rispetto agli anni precedenti la percentuale media del volume del cogollo occupata da ctenofori nel periodo di giugno è luglio non si è discostata di molto, mentre la media del peso di *M. leidy* per cogollo è aumentata consistentemente (tesi Piccardi, 2020). Questo fenomeno può essere conseguenza del progressivo innalzamento delle temperature delle acque costiere dovuto al riscaldamento globale (Robinson, 2014), che rende la Laguna di Venezia un luogo ideale per la riproduzione di *M. leidy*.

Mettendo a confronto le masse medie dello ctenoforo nei cogolli distribuiti nei due sottobacini della Laguna si è notata una significativa differenza: la biomassa di *M. leidy* nelle acque della Laguna centrale è mediamente maggiore rispetto alla biomassa riscontrata nei cogolli della laguna sud. Si ipotizza che questo sia dovuto alle correnti di portata maggiore della Laguna che partono dalla bocca di porto di S. Nicolo (Lido) da nord e dalla bocca di porto di Malamocco da sud (Figura 15) durante la marea crescente (Canestrelli 1984). Queste correnti che si incontrano nel bacino della Laguna centrale potrebbero creare un accumulo di *M. leidy* all'interno degli attrezzi da pesca.



Figura 15 Direzione dei flussi delle correnti dalla bocca di porto di S. Nicolò (in rosso) e di Malamocco (in verde). Immagine presa dal sito www.istitutoveneto.it

5.2 Impatto sulla pesca

I campionamenti sono stati effettuati attraverso la quantificazione di *M. leidy* all'interno delle strutture da pesca, i cogolli. Questi attrezzi fissi sul fondale permettono di pescare prodotti come la seppiolina, i latterini e il ghiozzo gò.

I pescatori da qualche anno a questa parte lamentano una generale diminuzione del pescato lagunare dovuto alla forte presenza di *M. leidy* (tesi Piccardi, 2020). Lo ctenoforo impatta sulla pesca sia creando competizione alimentare con le altre specie, sia occludendo meccanicamente la rete dei cogolli, impedendo così la cattura del pescato. I risultati raccolti nei mesi di giugno e luglio mostrano che anche nell'estate del 2022 *M. leidy* ha ridotto il pescato occupando in molti casi anche il 100% del cogollo.

È stata inoltre investigata una correlazione tra abbondanza di percentuale e peso di *M. leidy*, e il diverso orientamento dei cogolli (in posizione di sevente rivolto verso le bocche di porto e in posizione di dosana rivolto verso l'interno della

Laguna). I dati raccolti non hanno mostrato una differenza significativa in termini di percentuale e peso di *M. leidy* nei cogolli in differenti posizioni.

6. CONCLUSIONE

Questa ricerca ha confermato le ipotesi sull'impatto di *M. leidy* causato dall'aumento progressivo di questa specie sul territorio della Laguna di Venezia che sta danneggiando economicamente la pesca locale. Risulta quindi importante un monitoraggio continuo dell'abbondanza di questa specie invasiva in quest'area, attraverso campionamenti sul territorio ma anche tramite le informazioni fornite direttamente dai pescatori. Questi ultimi riconoscono quanto questa specie possa essere dannosa non solo per la loro attività di pesca, ma anche per l'intero ecosistema lagunare. Per questi motivi dal 2019 molti di loro hanno deciso di collaborare a questa ricerca compilando un Diario individuale da cui è possibile ricavare dati sull'abbondanza di *M. leidy* e sull'andamento del pescato (tesi Piccardi, 2020).

Un secondo aspetto importante che potrebbe essere portato avanti da studi futuri riguarda l'osservazione degli spostamenti del predatore *Beroe ovata*, ctenoforo che si nutre quasi esclusivamente di *M. leidy*. Arrivato tramite le acque di zavorra nell'Adriatico nel 2005 (Shiganova e Malej, 2009), potrebbe in futuro contrastare l'abbondanza di *M. leidy*.

7. BIBLIOGRAFIA

- Ambrogi, A.O. (2000). *Biotic Invasions in a Mediterranean Lagoon*. Biological Invasions 2: 165-176.
- Bishara, N. F. (1976). *Contributions to the biology of penaeid prawns in Lake Manzalah, Egypt. I. Growth studies and length-weight relationship*. Aquaculture 8, Issue 4: 337-349.
- Boero, F., Putti, M., Trainito, E., Prontera, E., Piraino, S., & Shiganova, T. A. (2009). *First records of Mnemiopsis leidyi (Ctenophora) from the Ligurian, Tyrrhenian and Ionian Seas (Western Mediterranean) and first record of Phyllorhiza punctata (Cnidaria) from the Western Mediterranean*. Aquatic Invasions, 4(4), 675-680.
- Bosio, G., Massobrio, V., Chersi, C., Scavarda, G., Clark S. (2014). *Spread of the ragweed leaf beetle, Ophraella communa LeSage, 1986 (Coleoptera Chrysomelidae), in Piedmont Region (northwestern Italy)*. Bollettino Della Società Entomologica Italiana 146 (1): 17-30.
- Colin, S. P., Costello, J. H., Hansson, L. J., Titelman, J., Dabiri, J. O. (2010). *Stealth predation and the predatory success of the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi*. PNAS 17 (40).
- Cossarini, G., Trevisani, S., Bandelj, V., Salon, S., Solidoro, C. (2008). *Classification and drivers of spatial pattern of thermohaline features of the northern Adriatic Sea*. Dipartimento di Oceanografia, Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale OGS Trieste.
- Delle Chiaie, S. (1841). *Descrizione e notomia degli animali invertebrati della Sicilia citeriore: osservati vivi negli anni 1822-1830/da S. delle Chiaie*.
- Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., Gemmill,

N. J. (2005). *Are invasive species the drivers of ecological change?* Trends in Ecology & Evolution 20, Issue 9: 470-474.

Esl, F., Lenzner, B., Bacher, S., Bailey, S., Capinha, C., Daehler, C., Dullinger, S., Genovesi, P., Hui C., Hulme, P. E. *Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment.* Glob Change Biol 26:4880-4893.

Finenko, G.A., Anninsky, B.E., Datsyk, N.A. (2018). *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 (Ctenophora: Lobata) in the Inshore Areas of the Black Sea: 25 Years after Its Outbreak. Russ J Biol Invasions 9: 86-93.

Fiori, E., Benzi, M., Ferrari, C. R., Mazziotti, C. (2019). *Zooplankton community structure before and after Mnemiopsis leidyi arrival.* Journal of Plankton Research 41: 803–820.

Galil, B.S. (2007). *Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea.* Marine Pollution Bulletin 55, Issues 7-9: 314-322.

Granzotto, A., Franzoi, P., Longo, A., Pranovi, F., Torricelli, P. (2001). *La pesca nella laguna di Venezia: un percorso di sostenibilità nel recupero delle tradizioni.* Lo stato dell'arte.

Guédron, S., Huguet, L., Vignati, D.A.L., Liu, B., Gimbert, F., Ferrari, B.J.D., Zonta, R., Dominik, J. (2012). *Tidal cycling of mercury and methylmercury between sediments and water column in the Venice Lagoon (Italy).* Marine Chemistry, 130–131:1-11.

Hansen, M. J., Clevenger, A.P. (2005). *The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors.* Biological Conservation 125, Issue 2: 249-259.

Haubrock, P. j., Balzani, P., Azzini, M., Inghilesi, A. F., Veselý, L., Guo, W., Tricarico, E. (2019). *Shared Histories of Co-evolution May Affect Trophic Interactions in a Freshwater Community Dominated by Alien Species.*

Frontiers in Ecology 7: 355.

Hengeveld R. (1989). *Dynamics of biological invasions*.

Springer Science & Business Media.

Hobbs, R. J. (2000). *Invasive species in a changing world*. Island press, Washington D.C.

Hulme P.E., Bacher S., Kenis M., Klotz, I., Kühn, D., Minchin, W., Nentwig, S., Olenin, V., Panov, J., Pergl, P., Pyšek, A., Roques, D., Sol, W., Solarz, M., Vilà (2008). *Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy*. Journal of Applied Ecology 45: 403-414.

Ivanov, V.P., Kamakin, A.M., Ushivtzev, V.B., Shiganova, T. A., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S.I, Harbison, R., Dumont, H.J. (2000). *Invasion of the Caspian Sea by the Comb Jellyfish Mnemiopsis leidyi (Ctenophora)*. Biological Invasions 2: 255-258.

Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., Kühn, I. (2011). *Invasive species in Europe: ecology, status, and policy*. Environ Sci Eur 23: 23.

Kolar, C. S., Lodge, D. M. (2001). *Progress in invasion biology: predicting invaders*, Trends in Ecology & Evolution 16, Issue 4: 199-204.

Levin, D.A., Francisco-Ortega, J., Jansen, R.K. (1996). *Hybridization and the extinction of rare plant species*. Cons. Biol. 10: 10-16.

Liu, J., Dong, M., Miao, S. L., Yu Li, Z., Hua Song, M., Qing Wang, R. (2006). *Invasive alien plants in China: role of clonality and geographical origin*. Biol Invasions 8: 1461-1470.

Lodge, D.M. *Biological invasions: Lessons for ecology*. Trends in Ecology & Evolution 8: 133-137.

Lowe, S., Brown, M., Bougjelas, S., De Poorter, M. (2004). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database*. IUCN: International Union for Conservation of Nature.

Malej, A., Tirelli, V., Lučić, D., Paliaga, P., Vodopivec, M., Goruppi, A., Ancona, S., Benzi, M., Bettoso, N., Camatti, E., Ercolessi, M., Ferrari, C.R., Shiganova, T. (2017). *Mnemiopsis leidyi in the northern Adriatic: here to stay?*. Journal of Sea Research 124: 10-16.

Marchessaux, G., Belloni, B. (2021). *Expansion of Mnemiopsis leidyi in the French Mediterranean lagoons along the Gulf of Lion*. Journal of Sea Research 168.

Marshall, D. J., Monro, K., Bode, M., Keough, M. J., Swearer, S. (2009). *Phenotype– environment mismatches reduce connectivity in the sea*. Ecology Letters 13, Issue 1: 128-140.

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-basins, Italy*. Marine Geology 258:115-125.

Nurkse, K., Kotta, J., Orav-Kotta, H., Ojaveer, H. (2016). *A successful non-native predator, round goby, in the Baltic Sea: generalist feeding strategy, diverse diet and high prey consumption*. Hydrobiologia 777: 271-281.

Pyšek, P., Richardson, D.M. (2010). *Invasive species, environmental change and management, and health*. Annual Review of Environment and Resources 35: 25- 55.

Reeve, M.R., Walter, M.A. (1979). *Nutritional Ecology of Ctenophores—A Review of Recent Research, Advances in Marine Biology*. Academic Press

15: 249-287.

Rhymer, J.M., Simberloff, D. (1996). *Extinction by hybridization and introgression*. Ann. Rev. Ecol. and Syst. 27: 83-109

Robinson, K. L., Graham, W. M. (2014). *Warming of subtropical coastal waters accelerates Mnemiopsis leidyi growth and alters timing of spring ctenophore blooms*. Marine Ecology Progress Series.

Rosenzweig, M. L. (2001). *The four questions: What does the introduction of exotic species do to diversity?*. Evolutionary Ecology Research 3: 361-367.

Roy, H. E., Lawson Handley, L. J., Schönrogge, K., Poland, R. L., Purse, B. V. (2011). *Can the enemy release hypothesis explain the success of invasive alien predators and parasitoids?*. BioControl 56: 451-468.

Russel, J., Meyer, J., Holmes, N., Pagad, S. (2017). *Invasive alien species on islands: Impacts, distribution, interactions and management*. Environmental Conservation 44 (4): 359-370.

Russo, A., Carniel, S., Sclavo, M., Krzelj, M. (2012). *Climatology of the northern- central Adriatic Sea*. Modern climatology: 177-212.

Schroeder, A., Camatti, E., Pansera, M., Pallavicini, A. (2022). *Applying dna metabarcoding for the diet investigation of the invasive ctenophore mnemiopsis leidyi in a transitional environment*. Researchsquare.com

Sfriso, A., Buosi, A., Wolf, M. A., & Sfriso, A. A. (2018). *Spreading of alien macroalgae in the Venice Lagoon, the Italian*.

Shiganova, T.A., & Malej, A., (2009). *Native and non-native ctenophores in the gulf of Trieste, northern Adriatic Sea*. J. Plankton Res. 31 (1), 62–72 2009. northern Adriatic Sea. J. Plankton Res. 31 (1), 62–72 2009.

Shiganova, T. A., Mirzoyan, Z., Studenikina, E., Volovik, S., Siokou-Frangou, I., Zervoudaki, S., Christou, E., Skirta, A., Dumont, H. (2001). *Population*

development of the invader ctenophore Mnemiopsis leidyi, in the Black Sea and in other seas of the Mediterranean basin. Marine Biology 139: 431-445.

Siapatis, A., Giannoulaki, M., Valavanis, V. D., Palialexis, A., Schismenou, E., Machias, A., Somarakis, S. (2008). *Modelling potential habitat of the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi in Aegean Sea. In: Valavanis, V.D. (eds) Essential Fish Habitat Mapping in the Mediterranean. Developments in Hydrobiology 203.*

Simberloff D., Martin, J., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, R., Vilà, M. (2013). *Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution 28: 58-66.*

Tiébré, M., Vanderhoeven, S., Saad, L., Mahy, G. (2007). *Hybridization and Sexual Reproduction in the Invasive Alien Fallopiia (Polygonaceae) Complex in Belgium. Annals of Botany 99, Issue 1: 193-203.*

Verlaque, M., Fritayre, P. (1994). *Modifications des communautés algales méditerranéennes en présence de l'algue envahissante Caulerpa taxifolio (Vahl) C.Agardh. Oceanologica Acta 17 (6): 659-672.*

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Westbrooks, R. (1996). *Biological invasions as global environmental change. American scientist 84 (5): 468-478.*

Xu H., Qiang S., Han Z., Guo, J., Huang, Z., Sun, H., He, S., Ding, H., Wu, H., Wan, F. (2006). *The status and causes of alien species invasion in China. Biodivers Conserv 15: 2893-2904.*