

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

Distribuzione spaziale e temporale delle specie
macrobentoniche aliene e native in ambienti portuali

Tesi di laurea in Ecologia

Relatore

Prof. Massimo Ponti

Presentata da

Alessandro Tarullo

Correlatore

Prof. Francesco P. Mancuso

Sessione VI Anno Accademico 2017/2018

Sommario

1. Introduzione	5
1.1. Le città costiere e gli ambienti portuali	5
1.2. Le specie aliene.....	6
1.3. Specie aliene nel Mar Mediterraneo	8
1.4. Scopo della tesi	11
2. Materiali e metodi	13
2.1. Area di studio.....	13
2.2. Disegno di campionamento	14
2.3. Analisi di laboratorio	16
2.4. Elaborazione dati	16
3. Risultati	19
3.1. Variabilità spaziale e temporale della struttura dei popolamenti	19
3.2. Variabilità spaziale e temporale dell'abbondanza relativa delle singole specie	21
3.2.1. <i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	21
3.2.2. <i>Xenostrobus securis</i> (Lamarck, 1819).....	22
3.2.3. <i>Arcuatula senhousia</i> (Benson, 1842)	24
3.2.4. <i>Amphibalanus eburneus</i> (Gould, 1841)	26
3.2.5. <i>Diadumene cincta</i> (Stephenson, 1925).....	27
3.2.6. <i>Caprella scaura</i> (Templeton, 1836).....	29
3.2.7. <i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787).....	30
3.2.8. <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> (Costa, 1853).....	31
3.2.9. <i>Monocorophium insidiosum</i> (Crawford, 1937).....	33
3.3. Diversità specifica delle comunità.....	35
3.3.1. Ricchezza specifica	35
3.3.2. Indice di diversità di Simpson	36
3.3.3. Numeri di Hill	37
3.4. Confronti tra specie.....	39
3.4.1. Confronto tra le specie di mitili.....	39
3.4.2. Confronto tra specie di anfipodi.....	40
3.5. Confronto tra specie aliene e native.....	41
3.5.1. Rapporto tra il numero di specie aliene e native	41
3.5.2. Rapporto tra l'abbondanza relativa delle specie aliene e native	42

4. Discussioni	45
5. Ringraziamenti	49
6. Bibliografia	51

1. Introduzione

1.1. Le città costiere e gli ambienti portuali

La gran parte della popolazione mondiale vive in zone urbane: nel 2018 la percentuale è del 55% e tenderà ad aumentare con un prospetto del 68% nel 2050 (United Nations, 2018). La maggior parte delle grandi città è costiera e metà della popolazione vive entro 100 chilometri dal mare (Fig. 1) (Steinberg et al., 2016).



Fig. 1 Foto della città portuale di Sidney.

Questo significa che gran parte dell'umanità usa e influenza l'ambiente marino e costiero, perciò è necessario una gestione efficace degli ambienti marini, soprattutto costieri poiché la resilienza dell'ambiente marino globale dipende fortemente dall'uso e sostenibilità degli ecosistemi marini urbani (Steinberg et al., 2016).

Il World Harbour Project, d'ora in avanti WHP, si inserisce proprio in questo contesto. Questa iniziativa è stata avviata dal Sydney Institute of Marine Science alla fine del 2014 con l'obiettivo di "aiutare a costruire rade e porti globali resilienti e produttivi, attraverso l'innovazione e una maggiore comprensione dei

valori condivisi e delle minacce”. Il fondamento principale del WHP è proprio quello di condividere dati per una corretta gestione e uso dei sistemi urbani costieri, difficilmente controllabili a causa delle loro problematiche, all’interno del nostro ambiente marino (Steinberg et al., 2016).

La città di Ravenna è la principale città costiera dell’Emilia Romagna e si inserisce fortemente nel contesto dell’ecologia urbana costiera a causa del suo sistema di lagune costiere e del porto, il più importante del Adriatico occidentale (Airoldi et al., 2016). Il lavoro dei ricercatori è improntato su opzioni per elevare al massimo l’impatto biologico delle infrastrutture costiere marine per limitare, ad esempio, l’espansione di specie invasive ed opportunistiche.

1.2. Le specie aliene

L’interesse pubblico per le specie aliene nasce con la pubblicazione del libro “*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*” di Charles S. Elton del 1958: qui, l’autore mostra come le invasioni biologiche siano talmente frequenti in ogni luogo che è necessario conoscere il più possibile sui loro meccanismi di diffusione per avere un visione generale. Da allora sono stati effettuati numerosi studi sui singoli casi di specie non indigene (NIS) (Fig. 2) (Kolar and Lodge, 2001).

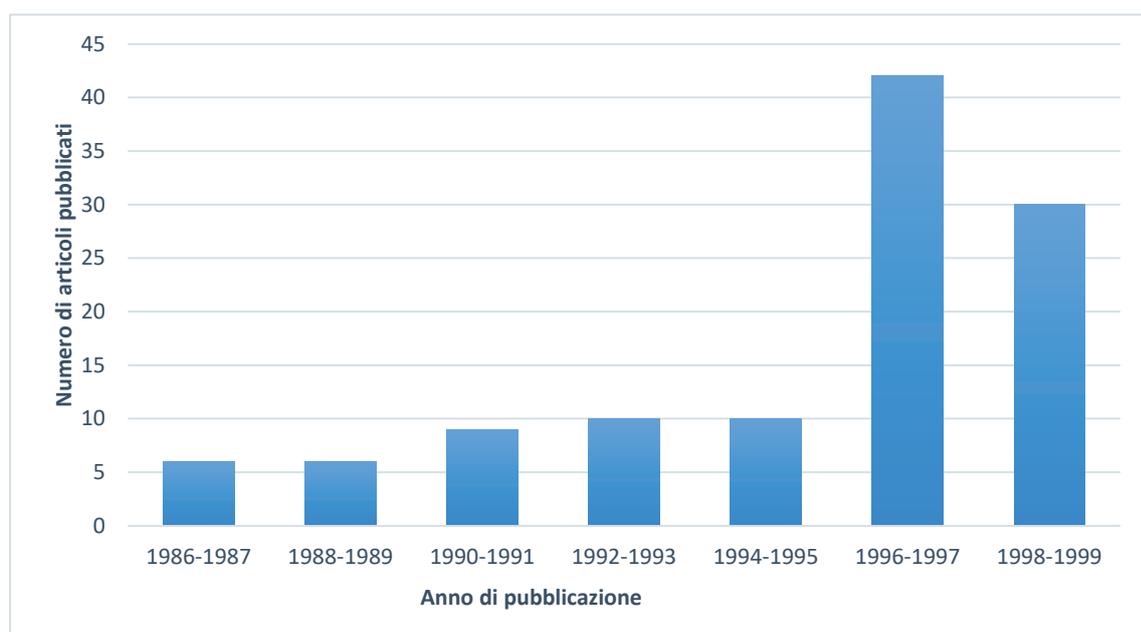


Fig. 2 Grafico che illustra gli articoli riguardanti le specie non indigene (Kolar and Lodge, 2001).

Successivamente, si è cercato di dare una terminologia precisa a queste specie per descriverne lo stato ecologico e la loro distribuzione in una particolare regione geografica (Fig. 3) (Kolar and Lodge, 2001):

- Nativa (indigena): specie trovata all'interno del suo range nativo;
- Non-indigena (aliena o esotica): specie introdotta a causa dell'attività umana in aree differenti dal suo range nativo;
- Invasiva: specie non-indigena che si diffonde dal luogo di introduzione e diventa abbondante.

Ovviamente le specie più pericolose e di maggiore interesse di studio sono quelle considerate invasive.

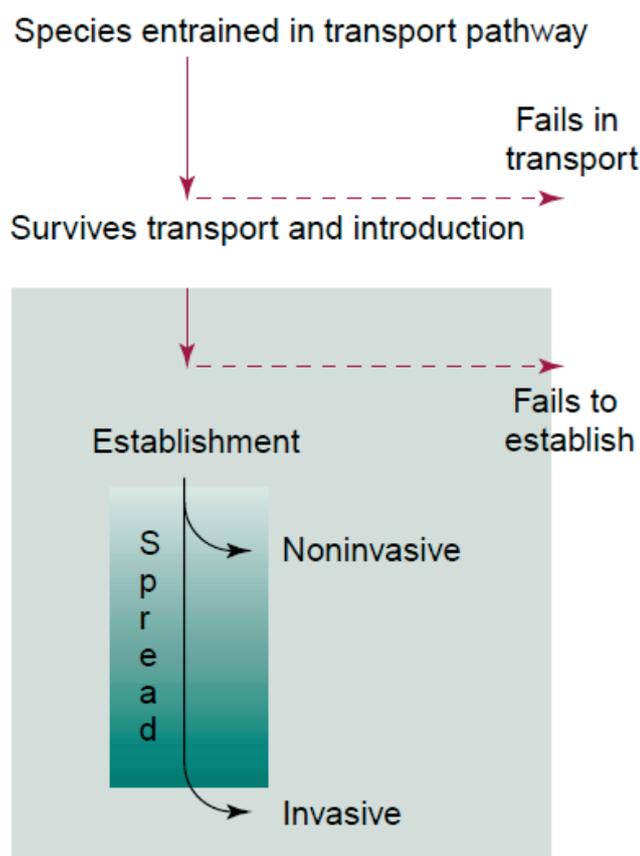


Fig. 3 Grafico che mostra la possibile diffusione delle specie aliene (Kolar and Lodge, 2001).

La possibilità che determinate specie aliene siano invasive, dipende sia dalle qualità intrinseche della specie, sia da quelle degli ambienti e delle comunità invase. Per quanto riguarda le caratteristiche delle specie che favoriscono l'insediamento sono (Kolar and Lodge, 2001):

- Alti tassi di crescita, riproduzione e dispersione;
- Riproduzione vegetativa;
- Plasticità fenotipica;
- Tolleranza ad ampi range di condizioni ambientali;
- Dieta generalista.

Mentre, per quanto riguarda gli ambienti e le comunità, le condizioni che possono agevolare l'insediamento sono:

- Alterazioni delle condizioni ambientali che indeboliscono le specie e le comunità native;
- Assenza di competitori, predatori e/o parassiti nativi;
- Disponibilità di risorse;
- Presenza di specie aliene che possano facilitarne altre.

Un ambiente lagunare, estuarino o portuale, caratterizzato sia da un elevato disturbo naturale dato dalla variabilità spazio-temporale delle condizioni ambientali e climatiche, sia dai disturbi antropici causati dalle attività umane (traffico navale, frangiflutti, pennelli, acquacoltura, ecc.), è un luogo più facilmente invadibile da parte delle specie aliene (Occhipinti-Ambrogi, 2000; Airoidi and Beck, 2007; Ponti et al., 2015).

I cambiamenti climatici che comportano un aumento delle temperature medie delle acque possono contribuire all'espansione o modifica dell'areale di distribuzione di una specie (Occhipinti-Ambrogi, 2007). Questo fenomeno è conosciuto nei nostri mari come “meridionalizzazione” o “tropicalizzazione” del Mediterraneo (Bianchi, 2007).

1.3. Specie aliene nel Mar Mediterraneo

La maggior parte delle specie aliene presenti nel nostro mare sono state introdotte negli ultimi decenni: prima del 1950 sono state riscontrate “solamente”

meno di 200 specie, mentre più di 800 specie sono state introdotte dopo quella data. Nel 2012 sono state contante 986 specie marine aliene nel Mediterraneo (il valore è sottostimato a causa della mancanza di informazione e incertezza nell'identificazione di alcuni organismi) (Fig. 4) (Zenetos et al., 2012; Katsanevakis et al., 2014).

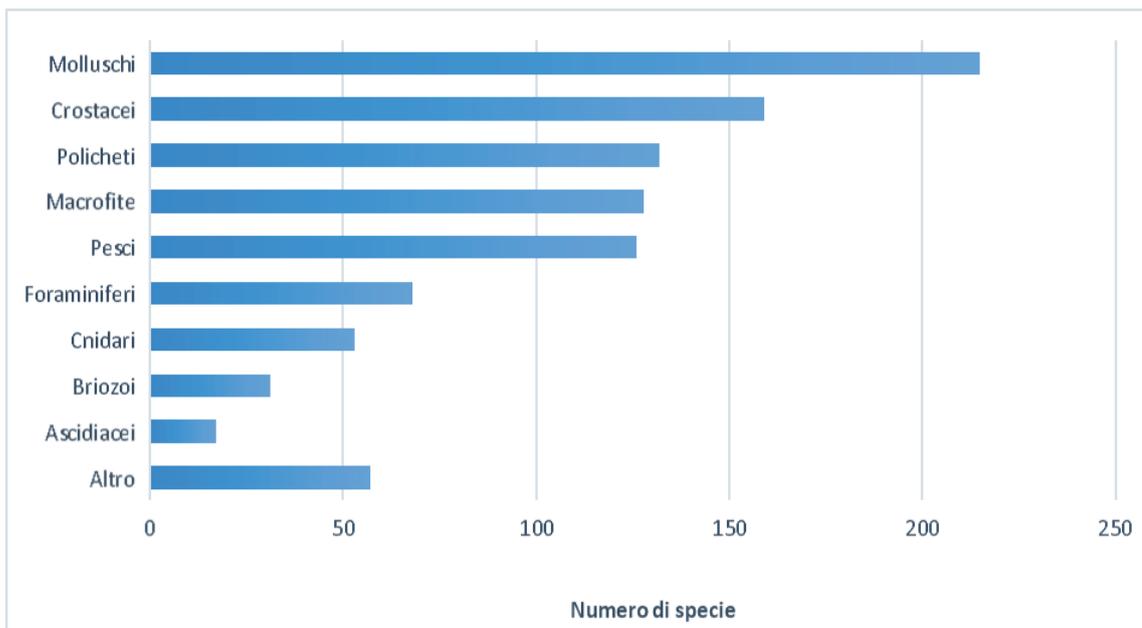


Fig. 4 Contributo delle specie aliene dei principali taxa nel Mediterraneo (Zenetos et al. , 2012)

Le principali via di diffusione delle specie aliene nel Mar Mediterraneo sono tre (Fig. 5) (Katsanevakis et al., 2014):

- Corridoi ecologici (migrazione lessepsiana);
- Navigazione (acqua di zavorra e scafi);
- Acquacoltura.

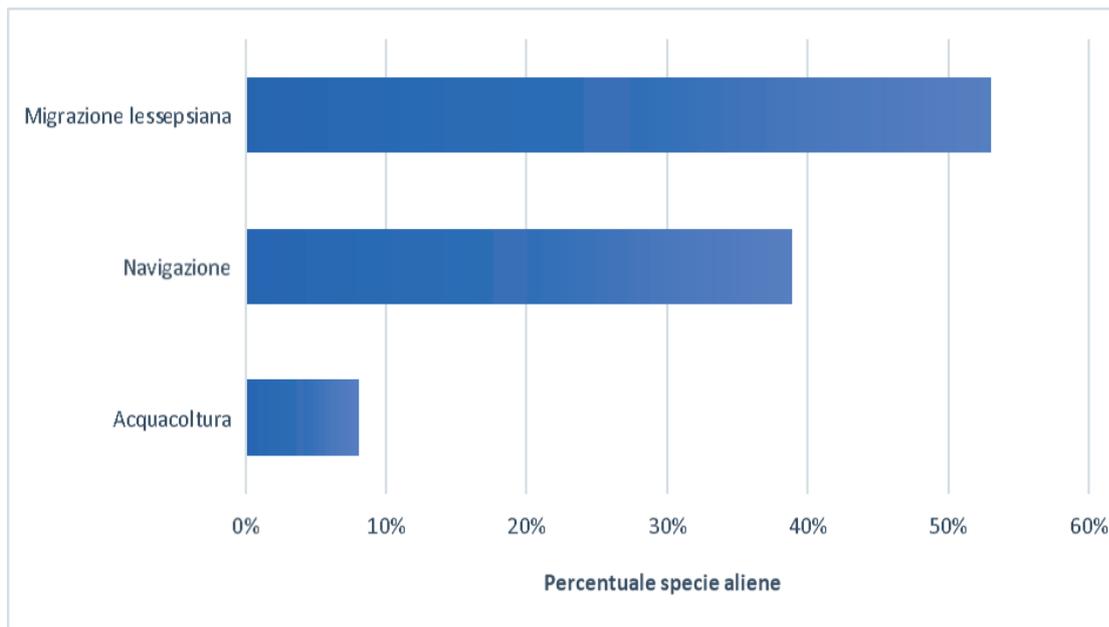


Fig. 5 Percentuale delle specie aliene (pesci e invertebrati) introdotti nel Mediterraneo attraverso le principali via di diffusione (Katsanevakis et al. , 2014)

Nel 2014 grazie al supporto della piattaforma EASIN (European Alien Species Information Network) si è potuto creare una mappa del Mar Mediterraneo che mostra il rapporto tra le specie aliene e quelle native lungo le coste (Fig. 6); qui si nota maggiormente quanto le migrazioni lessepsiane siano quelle più rilevanti: infatti le coste del sud-est presentano un alto rapporto aliene/native rispetto a quelle del nord-ovest (Katsanevakis et al., 2014).

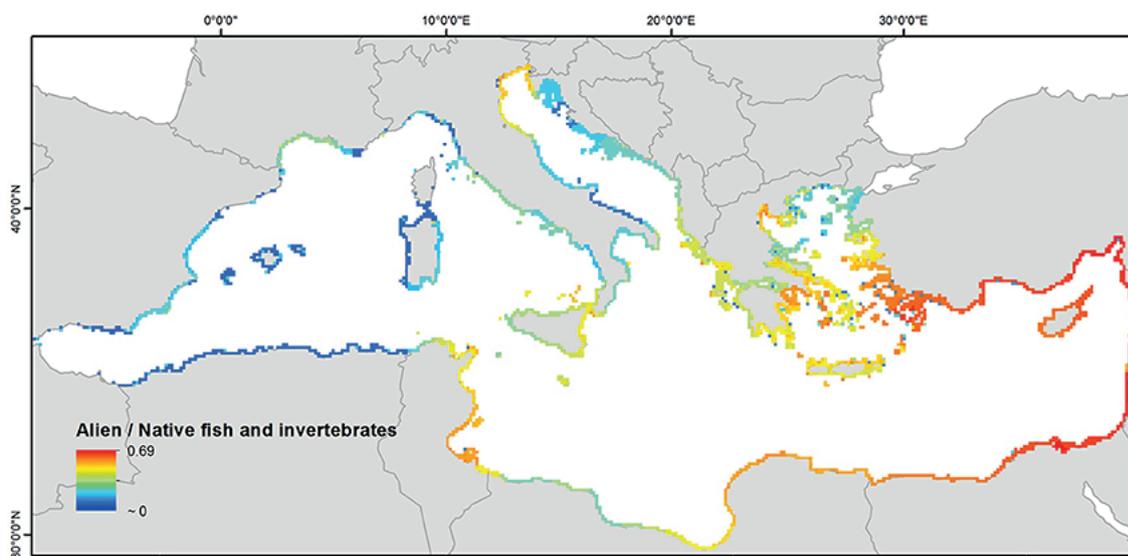


Fig. 6 Rapporto tra specie aliene e native (pesci e invertebrati) nelle principali città costiere del mediterraneo.

In numerosi studi viene mostrato come queste specie sono particolarmente capaci ad insediarsi su strutture artificiali marine (Vaselli et al., 2008; Mineur et al., 2012; Airoidi et al., 2015). Inoltre, nel caso in cui le strutture artificiali siano state costruite per facilitare la navigazione e quindi il passaggio di navi, tutto ciò viene potenziato poiché, come detto sopra, tra i principali vettori di specie esotiche ci sono le acque di zavorra e gli scafi delle navi (Airoidi et al., 2016). Nel nord Adriatico di esempi del genere, che riguardano le dighe e i moli delle lagune, ce ne sono diversi (Sfriso and Facca, 2011; Airoidi et al., 2015; Ponti et al., 2015).

1.4. Scopo della tesi

Il progetto di tesi si inserisce proprio all'interno del contesto del WHP per una corretta gestione dell'ambiente urbano costiero. L'obiettivo è quello di analizzare la distribuzione spaziale e la variabilità temporale delle specie bentoniche, native e non, insediate nella zona intertidale lungo le banchine di cemento del principale canale che collega la città di Ravenna al porto e quindi al mare. I dati ottenuti potranno essere utili per progetti futuri nell'ambito di un'eco-ingegneria più mirata al favorire le specie native rispetto a quelle invasive (Airoidi and Bulleri, 2011; Dafforn, 2017).

2. Materiali e metodi

2.1. Area di studio

Il porto di Ravenna è stato istituito nei sistemi lagunari che circondano la città ed è strutturato come un porto canale di 11 km dal centro città fino al mare (Fig. 7).



Fig. 7 Foto della parte finale del canale del porto di Ravenna (in lontananza sullo sfondo si notano le lagune che circondano il canale principale che arriva dall'angolo in alto a sinistra e si unisce alle lagune nel centro della foto).

La storia di Ravenna come città portuale risale ai tempi dell'imperatore romano Augusto, dove fondò una delle sue flotte imperiali, e ancora oggi è riconosciuto come uno dei più grandi porti commerciali d'Italia e considerato "porto centrale" della rete transeuropea dei trasporti. Il porto moderno, dove lo vediamo oggi fu sviluppato a partire dal 1737, quando quello più meridionale fu abbandonato a causa dell'erosione. Il canale, denominato Candiano, è strettamente collegato a tutto il sistema di lagune circostanti, che sono costituite dalla parte meridionale del Parco del Delta del Po. Tutta l'area è fortemente influenzata dal cambiamento del livello del mare, dal carico di sedimenti provenienti dai fiumi circostanti e dai disturbi antropici (reflui civili ed industriali) (Fig. 8) (Gabbianelli et al., 2003; Airoidi et al., 2016).

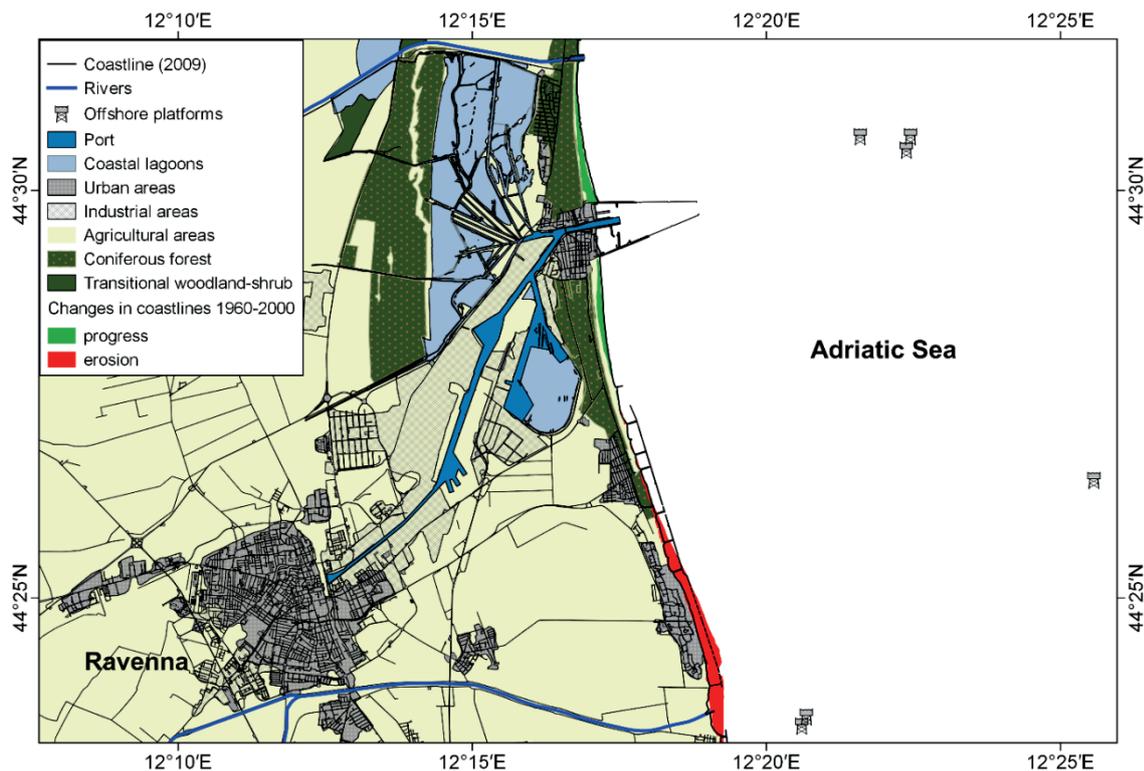


Fig. 8 Area portuale di Ravenna e zone circostanti.

Sono stati condotti numerosi studi nell'area portuale e costiera inerenti alla difesa della costa, alla qualità dell'acqua e dell'aria, all'acquacoltura, alla pesca e alle attività offshore (Bacchiocchi and Airoidi, 2003; Bertasi et al., 2007; Luciali et al., 2007; Zanuttigh et al., 2015).

2.2. Disegno di campionamento

Lo studio prevede 6 siti di campionamento lungo il canale Candiano in un arco temporale di 3 anni, dal 2016 al 2018 (Fig. 9; Fig. 10). Per ogni sito e data di campionamento sono stati prelevati 3 campioni-replica di popolamenti bentonici intertidali insediati sulle pareti di cemento, per un totale di 18 campioni ogni anno; questi sono stati prelevati durante il mese di maggio di ogni anno. Per il prelievo è stato usato un rastrello dotato di un retino in acciaio con cui poter grattare la superficie del substrato intertidale e con una maglia di 1,5 mm. Il materiale campionato è stato conservato in aldeide formica in soluzione acquosa (4%) per quanto riguarda gli anni 2016 e 2017, mentre quelli del 2018 in alcool etilico denaturato (70%).

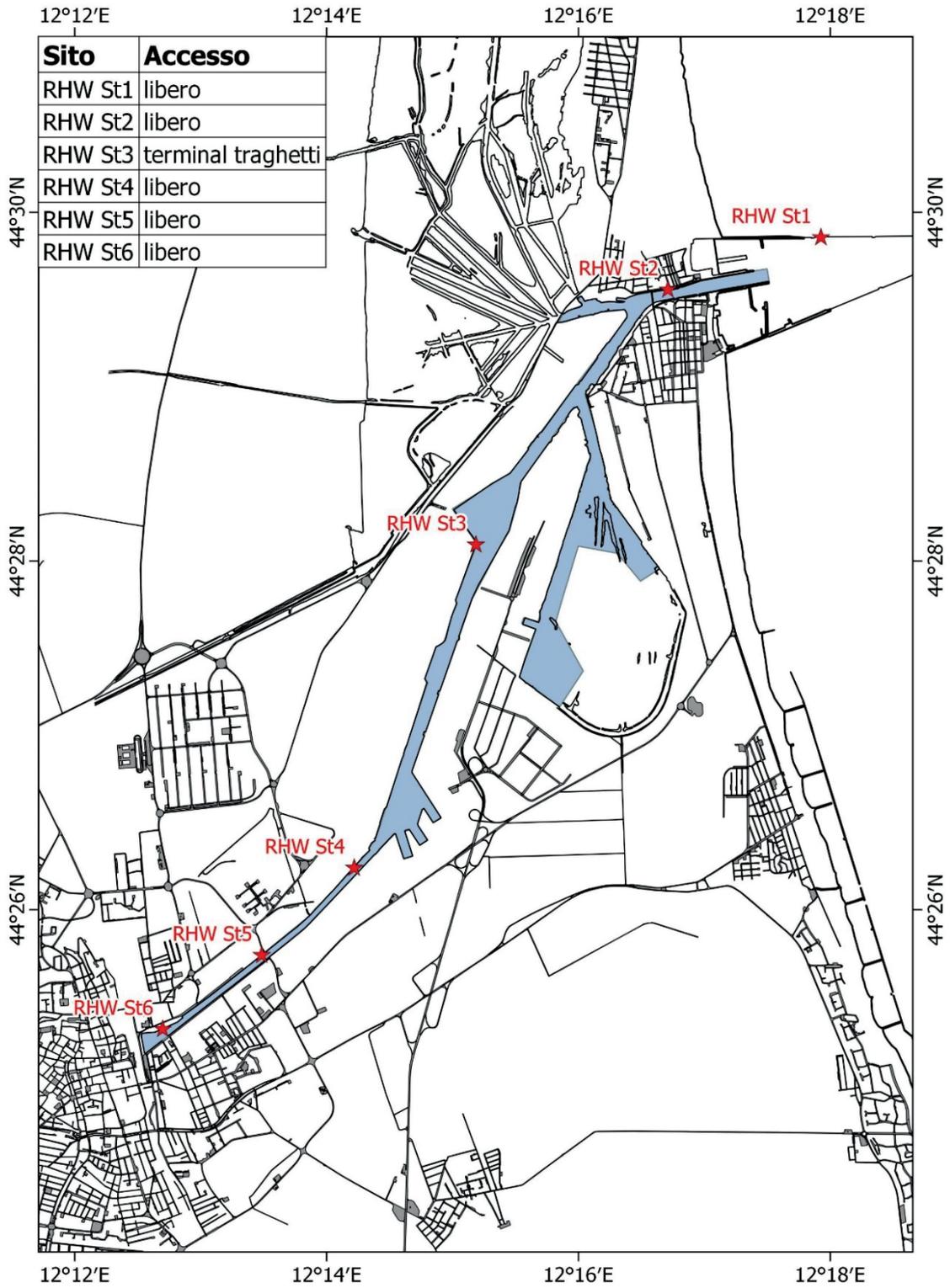


Fig. 9 Mappa raffigurante i siti di campionamento.

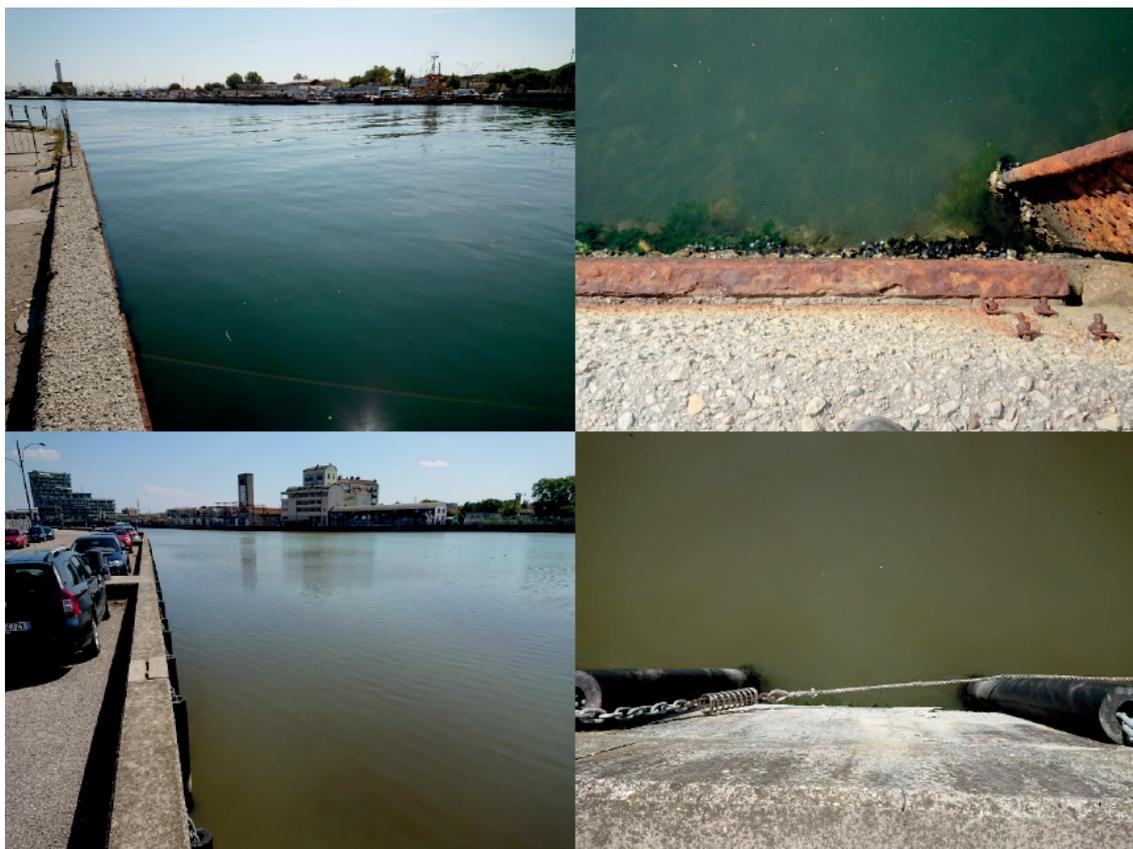


Fig. 10 Foto di due siti di campionamento (in alto il sito 2, in basso il sito 6)

2.3. Analisi di laboratorio

I campioni in laboratorio sono stati filtrati con un setaccio di maglia 1 mm e osservati allo stereomicroscopio per separare gli organismi, contarli e classificarli al livello di specie (o al livello tassonomico migliore possibile).

A seconda dei vari phylum sono stati utilizzati vari manuali e articoli con chiavi tassonomiche per identificare la specie. Per avere una conferma alcuni campioni e/o foto sono stati mandati ed analizzati da alcuni esperti.

Per quanto riguarda la specie di *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, è stata effettuata una ulteriore suddivisione tra adulti e giovanili (<1 cm).

2.4. Elaborazione dati

I dati di abbondanza ottenuti sono stati in seguito inseriti in una tabella (Tab. A. 1) e analizzati tramite il software PRIMER-e PERMANOVA+ (© 2016 PRIMER-e) per analisi multivariate e il software R (R Core Team, 2017) per analisi univariate.

Nelle analisi multivariate, i due stadi di *M. galloprovincialis* sono stati tenuti separati, mentre in quelle univariate sono stati considerati come un'unica variabile.

Prima di eseguire i test statistici è stato necessario eseguire una standardizzazione dei campioni, questo perché raccogliendo i campioni con il rastrello è impossibile garantire un'identica superficie di campionamento per tutte le repliche; la standardizzazione dei campioni ci permette di trasformare i dati in percentuali relative, dove la somma degli individui di ogni campione-replica ha lo stesso valore (100%) all'interno del dataset (Clarke and Gorley, 2015).

Le analisi multivariate sono utili per analizzare la struttura della comunità poiché prendono in considerazione tutte le specie contemporaneamente; questo permette di confrontare le somiglianze tra i campioni in termini di composizione e struttura della comunità. Per le analisi multivariate è stata eseguita una trasformazione dei dati tramite radice quadrata, al fine di ridurre il peso delle specie abbondanti rispetto a quelle rare (Clarke and Warwick, 2001). Sui dati ottenuti in seguito a standardizzazione e trasformazione, è stata effettuata l'analisi multivariata utilizzando l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis (Bray and Curtis, 1957) poiché ha un'elevata efficacia nel rappresentare le differenze di abbondanza di individui nelle comunità naturali (Faith et al., 1987). In seguito, per illustrare i dati ottenuti graficamente, si è utilizzata la PCO (Principal Coordinate Analysis) (Anderson and Willis, 2003). Le differenze di struttura di comunità sono state testate attraverso la PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance), un test statistico basato sulle dissimilarità, ottenuto mediante permutazioni (Anderson et al., 2008; Anderson, 2017).

Le analisi univariate, sia sulle abbondanze delle singole specie sia sui valori degli indici di diversità, sono state condotte con l'analisi della varianza (ANOVA). Prima di effettuare l'ANOVA, è stata verificata l'omogeneità delle varianze tramite il test C di Cochran, impostando la probabilità alfa al 5%; nel caso il riscontro fosse negativo, sono state effettuate le opportune trasformazioni. Quando, nonostante tutte le trasformazioni, non si è raggiunta l'omogeneità delle varianze, è stato necessario valutare i dati in modo cautelativo adottando come

livello di significatività nei test ANOVA 1% invece di 5%. Infine, è stato eseguito il test a posteriori SNK (Student-Newman-Keuls) che valuta la differenza a coppie (Underwood, 1997), anche in questo caso usando il livello di significatività del 5% o del 1% a seconda dell'omogeneità o meno delle varianze. Gli indici di diversità calcolati (Magurran, 2004), oltre all'abbondanza (N) e al numero di taxa (S) sono (Tab. A.2):

- Indice di Simpson ($1-\lambda$) (Simpson, 1949), che misura la probabilità che due individui, scelti a caso all'interno di un gruppo, appartengano alla stessa specie;
- Indici di Hill (Hill, 1973), che esprimono la diversità complessiva (N1, in termini di numero di specie equidistribuite equivalenti) e l'equidistribuzione (N10, con valori da 0 a 1).

3. Risultati

Le analisi in laboratorio dei campioni hanno consentito di identificare un totale di 54311 individui appartenenti a 71 taxa diversi, di cui è stato possibile raggiungere il livello di specie su 56 di essi. La specie più abbondante è *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, con un totale di 33979 esemplari, seguita da *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) con 8376 individui e al terzo posto c'è *Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787) con 2413 organismi.

Tra i 71 taxa presenti sono state identificate 12 specie considerate aliene: *Amphibalanus eburneus* (Gould, 1841), *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842), *Caprella scaura* Templeton, 1836, *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), *Cordylophora* cfr *caspia* (Pallas, 1771), Diadumenidae cfr *Diadumene cincta* Stephenson, 1925, *Eudendrium* cfr *carneum* Clarke, 1882, *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873), *Hydroides elegans* (Haswell, 1883), *Styela plicata* (Lesueur, 1823), *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819); di queste, *A. senhousia*, *C. gigas*, *F. enigmaticus*, *H. dianthus*, *H. elegans* e *X. securis* vengono considerate invasive (Zenetos et al., 2005, 2010; Occhipinti-Ambrogi et al., 2011; Marchini et al., 2015).

3.1. Variabilità spaziale e temporale della struttura dei popolamenti

Dal grafico di ordinamento PCO (Fig. 11) si nota un netto gradiente terra-mare che partendo a sinistra dalla stazione 6 (quella più interna) raggiunge a destra la stazione 1 (quella più esterna). Questo asse di differenziamento dei popolamenti, lungo il gradiente terra-mare, rappresenta quasi il 60% della variabilità osservata. Il secondo asse del grafico PCO, prevalentemente legato alla variabilità temporale della struttura di comunità nelle diverse stazioni, rappresenta solo poco più del 8% della variabilità osservata. L'analisi PERMANOVA rileva cambiamenti significativi nella struttura di comunità in relazione a tutti i fattori, perciò andremo ad analizzare solo i le differenze significative in relazione all'interazione sito e anno (Tab. 1).

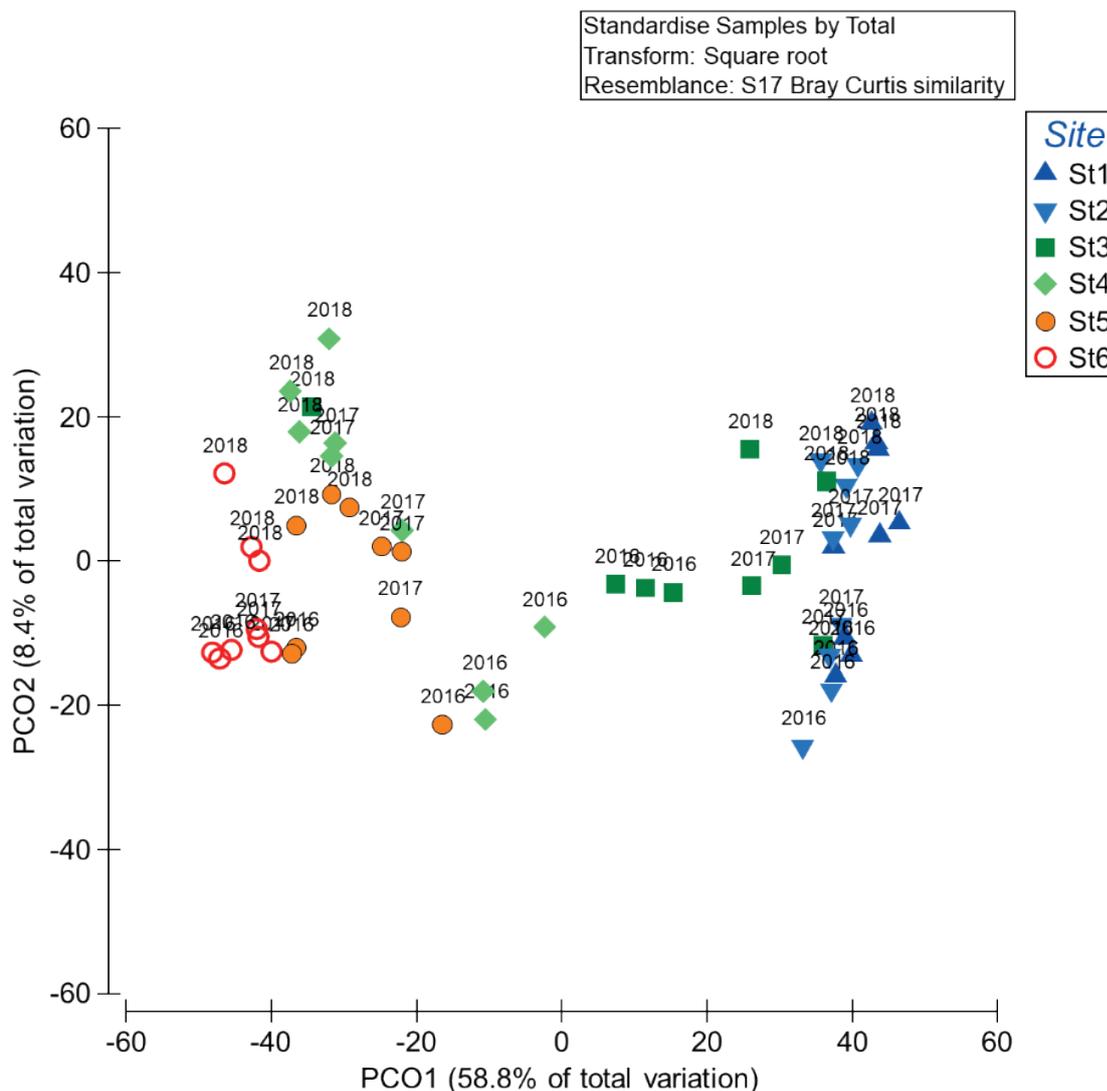


Fig. 11 PCO (Principal Coordinate Analysis), ottenuto tramite l'indice di Bray-Curtis, del dataset standardizzato e trasformato tramite radice quadrata. I differenti colori e simboli rappresentano le stazioni, gli anni, invece, sono segnati dai numeri all'interno del grafico.

Tab. 1 Tabella risultante dal test PERMANOVA. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	
Site	5	73994	14799	9.502	0.0001	9933	***
Year	2	10249	5124	13.946	0.0001	9923	***
Site x Year	10	15575	1558	4.239	0.0001	9856	***
Res	36	13228	367				
Total	53	113050					

Le differenze a coppie lungo il gradiente, tra le singole stazioni, risultano quasi tutte significative a parte tra le stazioni 2-3 nel 2017 e 2018, e tra le stazioni 3-4 nel 2018.

Tab. 2 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. ≠: P < 0.05.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	≠	≠	≠	≠	≠	≠
2017	≠	≠	≠	=	≠	≠
2018	≠	≠	=	=	≠	≠

3.2. Variabilità spaziale e temporale dell'abbondanza relativa delle singole specie

Successivamente, sono state eseguite delle analisi sulle singole specie più rilevanti, per la loro abbondanza relativa e/o per il loro stato (aliena o invasiva) nelle comunità.

3.2.1. *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819

Il mitile *M. galloprovincialis* mostra una netta diminuzione nell'abbondanza relativa lungo il gradiente mare-terra con un significativo calo tra le stazioni 3 e 4 (Fig. 12), confermato dall'ANOVA (Tab. 3) e dal successivo test a coppie (SNK P < 0.001). Non vi sono invece differenze significative di abbondanza relativa tra gli anni.

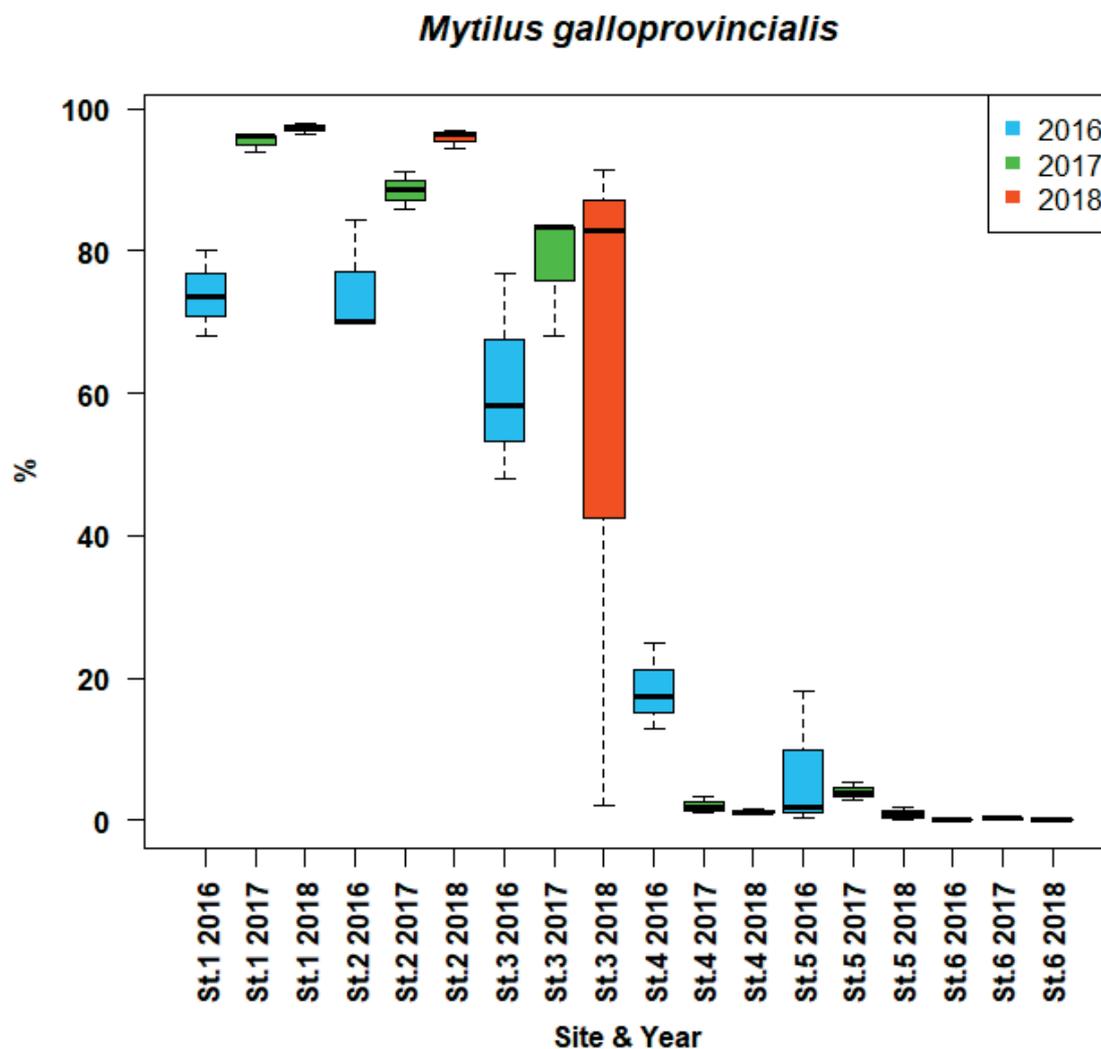


Fig. 12 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *M. galloprovincialis* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 3 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *M. galloprovincialis* su dati trasformati tramite doppia radice quadrata. Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.49303$, $P = 0.0001738$. Il livello di significatività viene impostato perciò all'1% a causa della non omogeneità delle varianze. **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	58.079	11.616	40.950	2.42E-06 **
Year	2	0.939	0.470	3.691	3.48E-02
Site × Year	10	2.837	0.284	2.229	3.84E-02
Residual	36	4.581	0.127		

3.2.2. *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819)

X. securis è una specie invasiva presente nella parte più interna del porto, a partire dalla stazione 3 o 4, a seconda degli anni, la cui abbondanza relativa

aumenta lungo il canale, dalla stazione 4 in poi (Fig. 13), sebbene con una certa variabilità temporale confermata dall'ANOVA (Tab. 4).

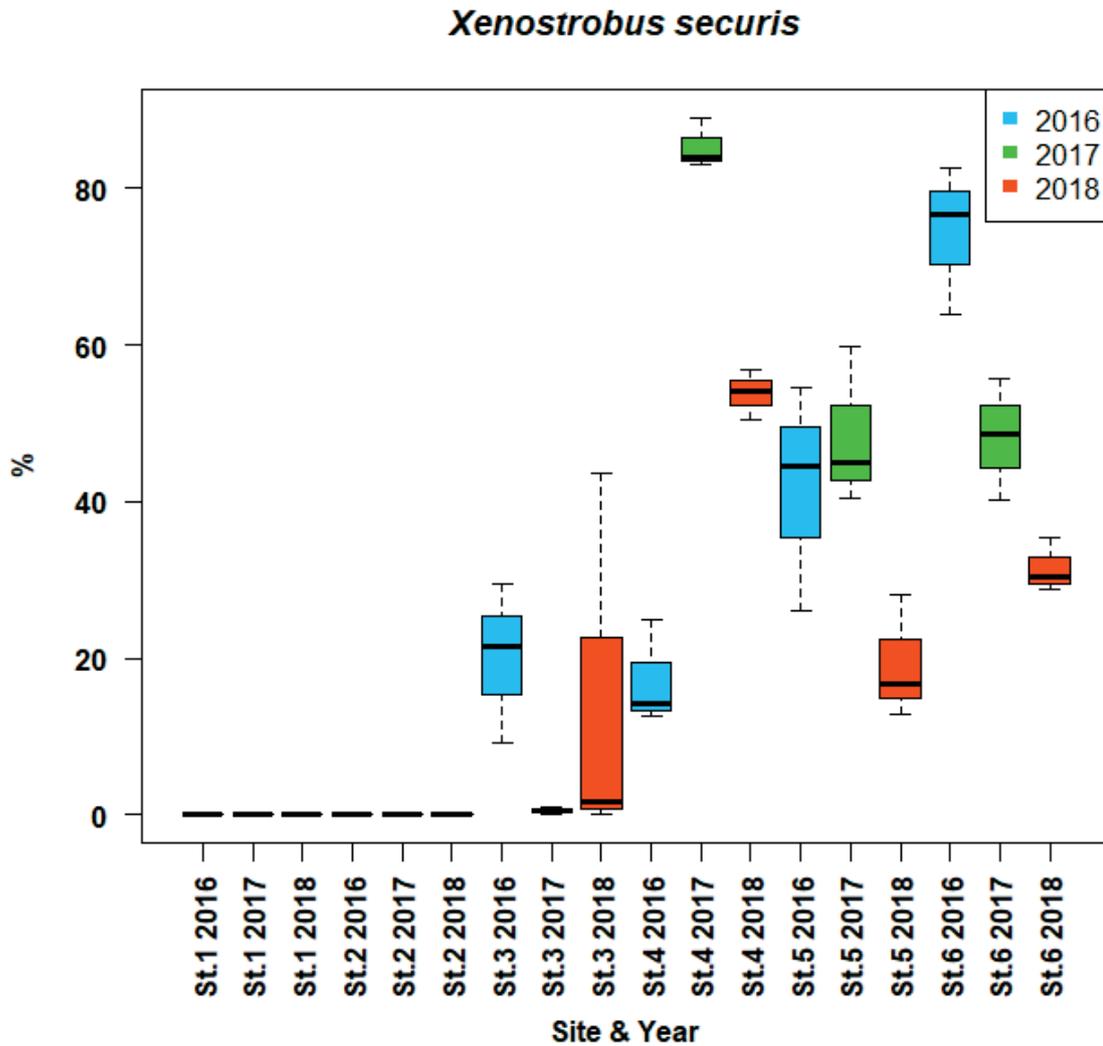


Fig. 13 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *X. securis* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 4 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *X. securis*. Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.46335$, $P = 0.0004571$. Il livello di significatività viene impostato perciò all'1% a causa della non omogeneità delle varianze. **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	26825	5365	4.975	1.51E-02
Year	2	987	493	6.730	3.29E-03 *
Site × Year	10	10785	1079	14.713	6.17E-10 **
Residual	36	2639	73		

Il test a coppie conferma ciò che risulta dal grafico mostrando un aumento significativo di abbondanza relativa soprattutto tra il sito 4 e il sito 5 in tutti gli anni, tra il sito 3 e il sito 4 nel 2018 e 2017 e tra il sito 6 e il sito 5 nel 2016 (Tab. 5).

Tab. 5 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>: $P < 0.001$, >: $P < 0.01$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	>	>>	=	=	=	=
2017	=	>>	>>	=	=	=
2018	=	>>	>>	=	=	=

3.2.3. *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842)

La specie invasiva *A. senhousia* ha avuto un picco di abbondanza relativa nel sito 5 nel 2018 (Fig. 14). L'ANOVA indica differenze significative di abbondanza relativa al fattore anno e all'interazione dei due fattori sito e anno (Tab. 6). Il test a coppie mostra un aumento di abbondanza relativa significativa nel 2018 tra la stazione 3 rispetto alla 4, tra la stazione 4 rispetto alla 5 e una diminuzione dell'abbondanza relativa tra la stazione 5 e la 6; nel 2017 l'aumento di abbondanza relativa significativa si riscontra solo tra la stazione 5 rispetto alla 6. (Tab. 7).

Arcuatula senhousia

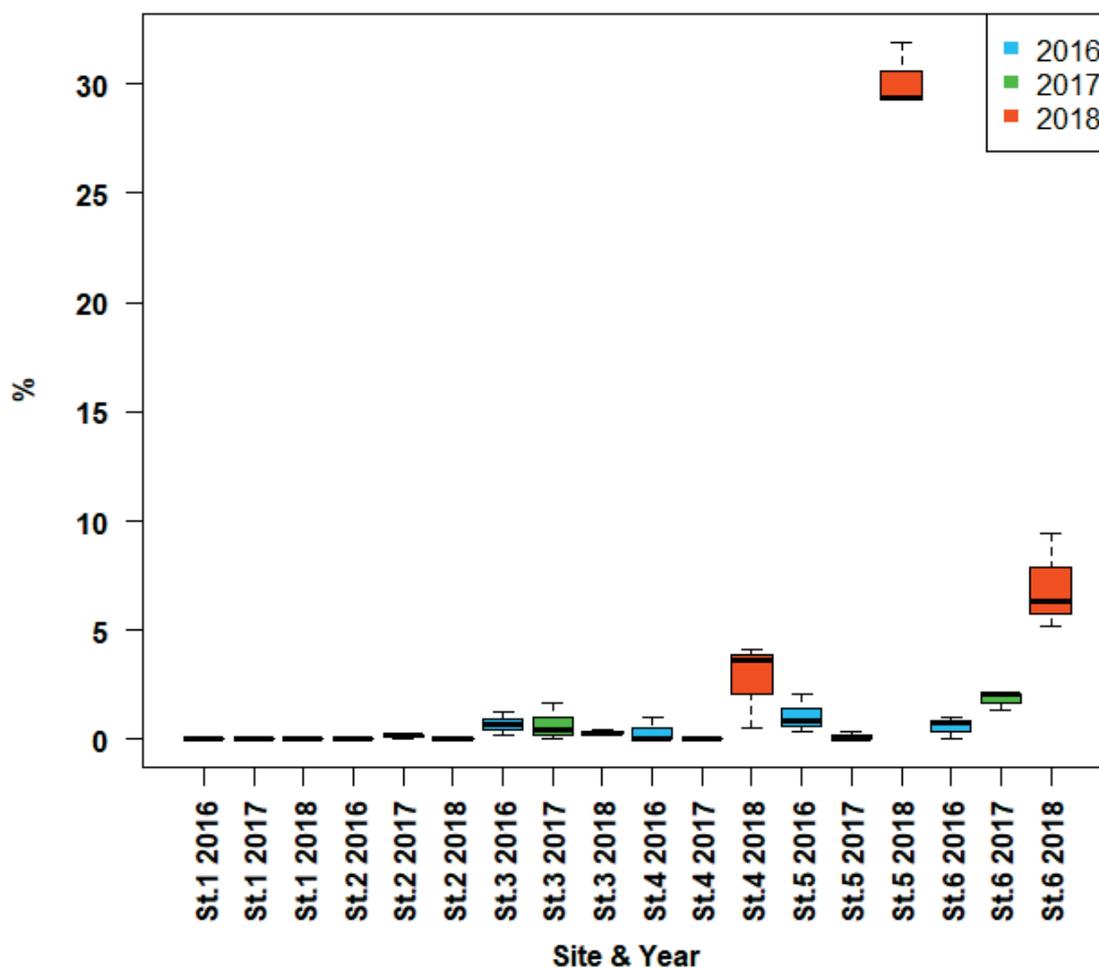


Fig. 14 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *A. senhousia* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 6 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *A. senhousia* su dati trasformati tramite radice quadrata. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	32	6	1.651	2.34E-01
Year	2	20	10	81.982	3.95E-14 ***
Site × Year	10	39	4	32.026	5.90E-15 ***
Residual	36	4	0		

Tab. 7 Risultati del test SNK per il fattore Sito a parità di Anno. >>>: $P < 0.001$, >>: $P < 0.01$, >: $P < 0.05$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	=	=	=	=	=
2017	>>	=	=	=	=	=
2018	<<<	>>>	>>	=	=	=

3.2.4. *Amphibalanus eburneus* (Gould, 1841)

A. eburneus è una specie aliena presente nelle comunità nelle tre stazioni più interne con un picco di abbondanza nella stazione 5 del 2017 (Fig. 15). L'ANOVA mostra differenze significative di abbondanza relativa nell'interazione sito-anno (Tab. 8). Il test a posteriori SNK illustra un significativo aumento di abbondanza relativa tra le stazioni 3-4 nel 2016 e il picco presente nella stazione 5 del 2017; per quanto riguarda il 2018 invece, il test non ha prodotto differenze a coppie significative, nonostante dal grafico sembri essere presente tra la stazione 4 e 5 (Tab. 9).

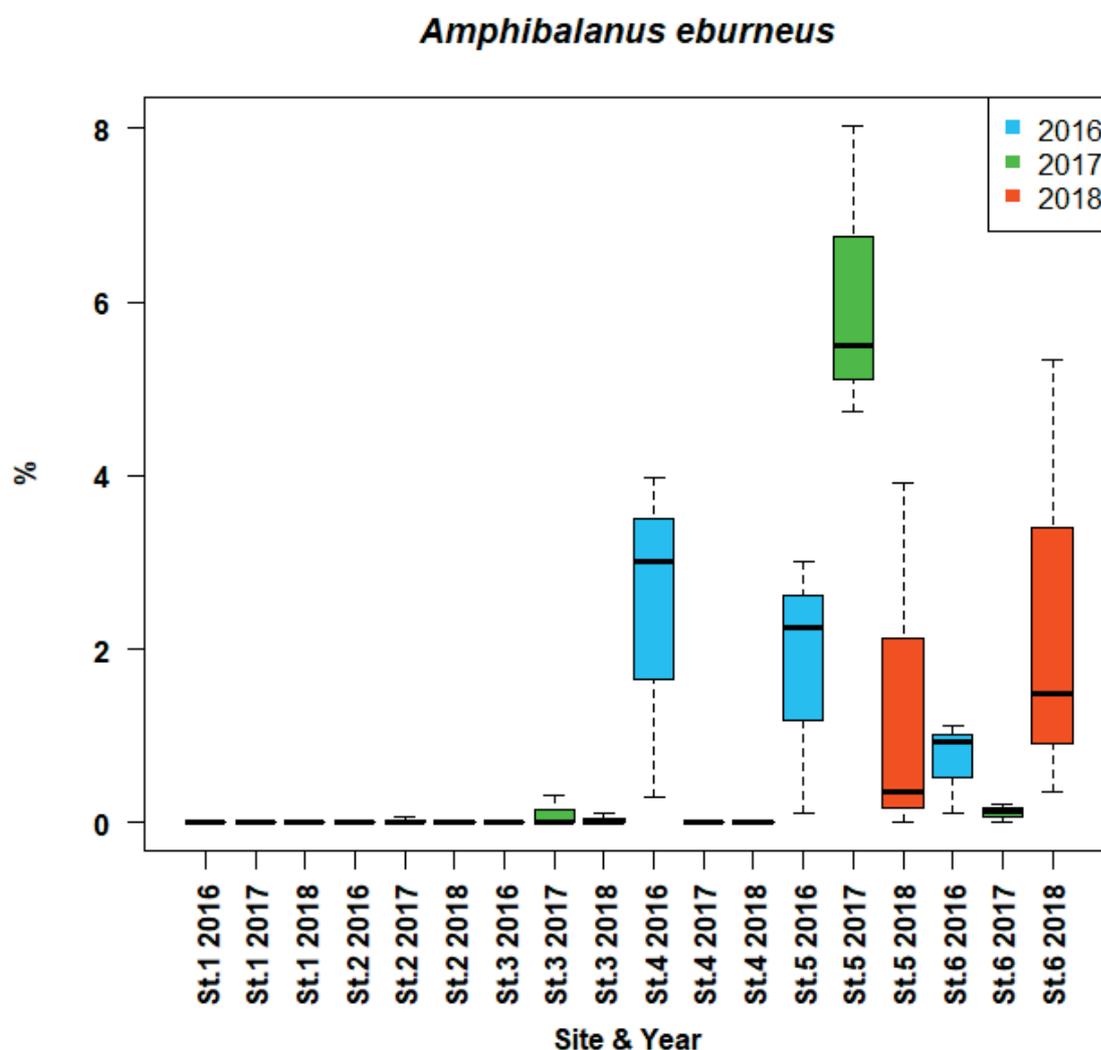


Fig. 15 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *A. eburneus* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 8 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *A. eburneus* sui dati trasformati tramite arcoseno secondo la formula: $X' = \sin^{-1}\sqrt{X/100}$ (Underwood, 1997). Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.29996$, $P = 0.04191$. Il livello di significatività viene impostato perciò all'1% a causa della non omogeneità delle varianze. **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	0.158	0.032	3.132	5.86E-02
Year	2	0.003	0.001	0.742	4.83E-01
Site × Year	10	0.101	0.010	5.228	1.02E-04 **
Residual	36	0.070	0.002		

Tab. 9 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>: $P < 0.001$, >: $P < 0.01$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	=	>	=	=	
2017	<<	>>	=	=	=	
2018	=	=	=	=	=	

3.2.5. *Diadumene cincta* (Stephenson, 1925)

Le numerose piccole attinie presenti sono state identificate provvisoriamente come appartenenti alla specie aliena *D. cincta*. Il grafico mostra che *D. cincta* si inizia a rinvenire nelle zona più interna del porto, a partire dalla stazione 3, e, da lì, la sua abbondanza relativa inizia a calare fino alla stazione 6, dove comunque rimane presente (Fig. 16). L'ANOVA restituisce come risultato una differenza significativa di abbondanza relativa in relazione al fattore anno e all'interazione sito-anno (Tab. 10), mentre il test a coppie ci mostra un aumento di abbondanza significativa tra i siti 2-3 nel 2016 e tra i siti 4-5 nel 2017; tra i siti 5 e 6 invece il test restituisce una diminuzione significativa nell'abbondanza relativa (Tab. 11).

Diadumene cincta

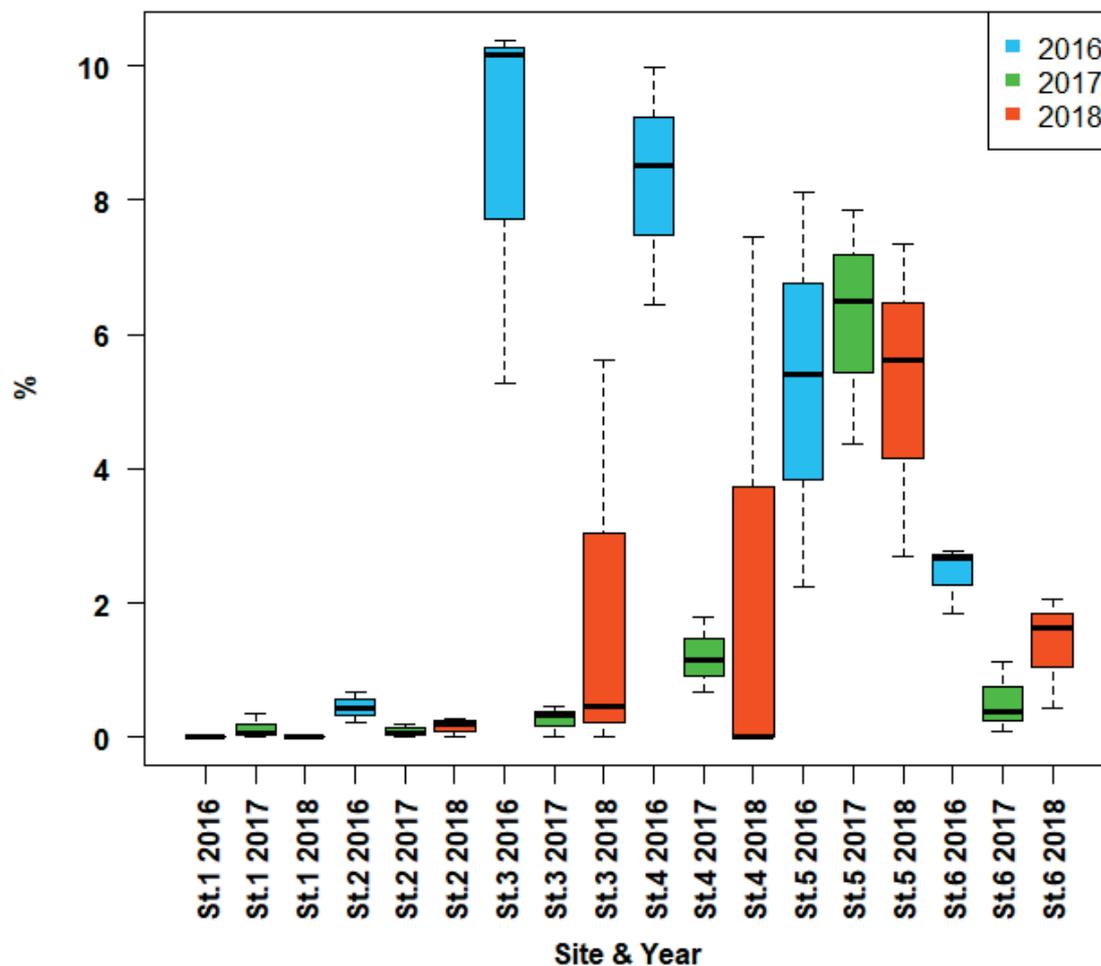


Fig. 16 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *D. cincta* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 10 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *D. cincta*. Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.31668$, $P = 0.02779$. Il livello di significatività viene impostato all'1% a causa della non omogeneità delle varianze. **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	227	45.362	3.466	4.47E-02
Year	2	79	39.360	12.099	9.57E-05 **
Site × Year	10	131	13.089	4.023	9.41E-04 **
Residual	36	117	3.253		

Tab. 11 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>: $P < 0.001$, >: $P < 0.01$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	=	=	>>	=	=
2017	<	>	=	=	=	=
2018	=	=	=	=	=	=

3.2.6. *Caprella scaura* (Templeton, 1836)

La specie aliena *C. scaura* è stata avvistata in tempi relativamente recenti nei nostri mari. Il grafico mostra che gli unici individui rinvenuti sono stati nel 2016 e 2017 con il valore più alto nella stazione 2 del 2016 (Fig. 17). L'ANOVA indica differenze significative di abbondanza relativa al fattore anno e all'interazione tra i due fattori sito-anno (Tab. 12) e il test SNK a posteriori mostra il picco di abbondanza relativa significativo nella stazione 2 del 2016 (Tab. 13).

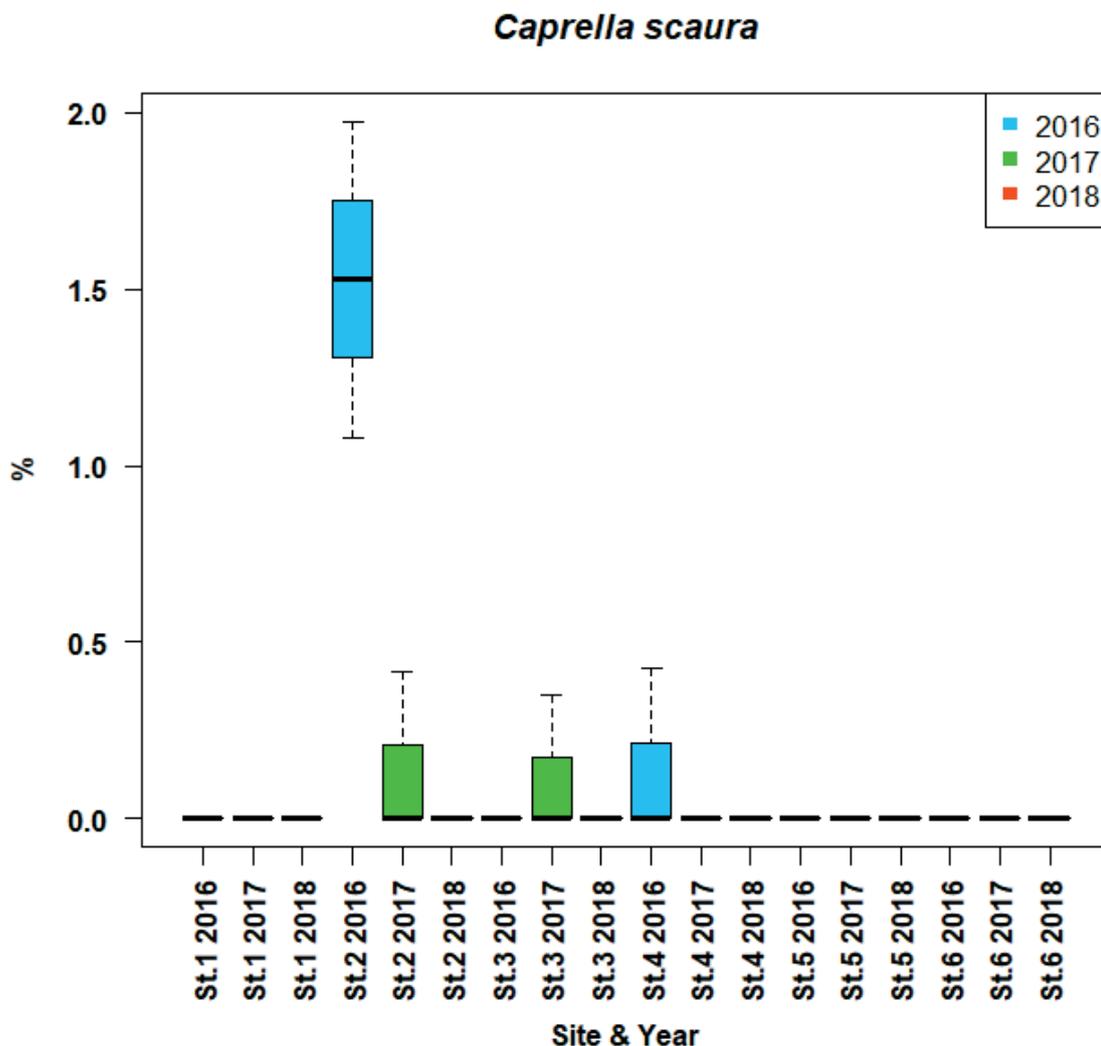


Fig. 17 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *C. scaura* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 12 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *C. scaura* sui dati trasformati tramite arcseno secondo la formula: $X' = \sin^{-1} \sqrt{(X/100)}$ (Underwood, 1997). Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.33062$, $P = 0.01958$. Il livello di significatività viene impostato all'1% a causa della non omogeneità delle varianze **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	0.0160	0.0032	1.450	2.88E-01
Year	2	0.0056	0.0028	11.565	1.32E-04 **
Site × Year	10	0.0220	0.0022	9.158	2.72E-07 **
Residual	36	0.0087	0.0002		

Tab. 13 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>: $P < 0.001$, >: $P < 0.01$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	=	=	>>	>>	
2017	=	=	=	=	=	
2018	=	=	=	=	=	

3.2.7. *Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787)

L'isopode *S. serratum* è una specie nativa particolarmente abbondante ma presente quasi esclusivamente nella parte più interna del porto (Fig. 18). L'ANOVA illustra differenze significative di abbondanza relativa solo in relazione al fattore sito (Tab. 14) e il test a coppie conferma ciò che si evince dal grafico con un aumento dell'abbondanza relativa significativa tra le stazioni 4-5 (SNK $P < 0.05$) e 5-6 (SNK $P < 0.001$).

Sphaeroma serratum

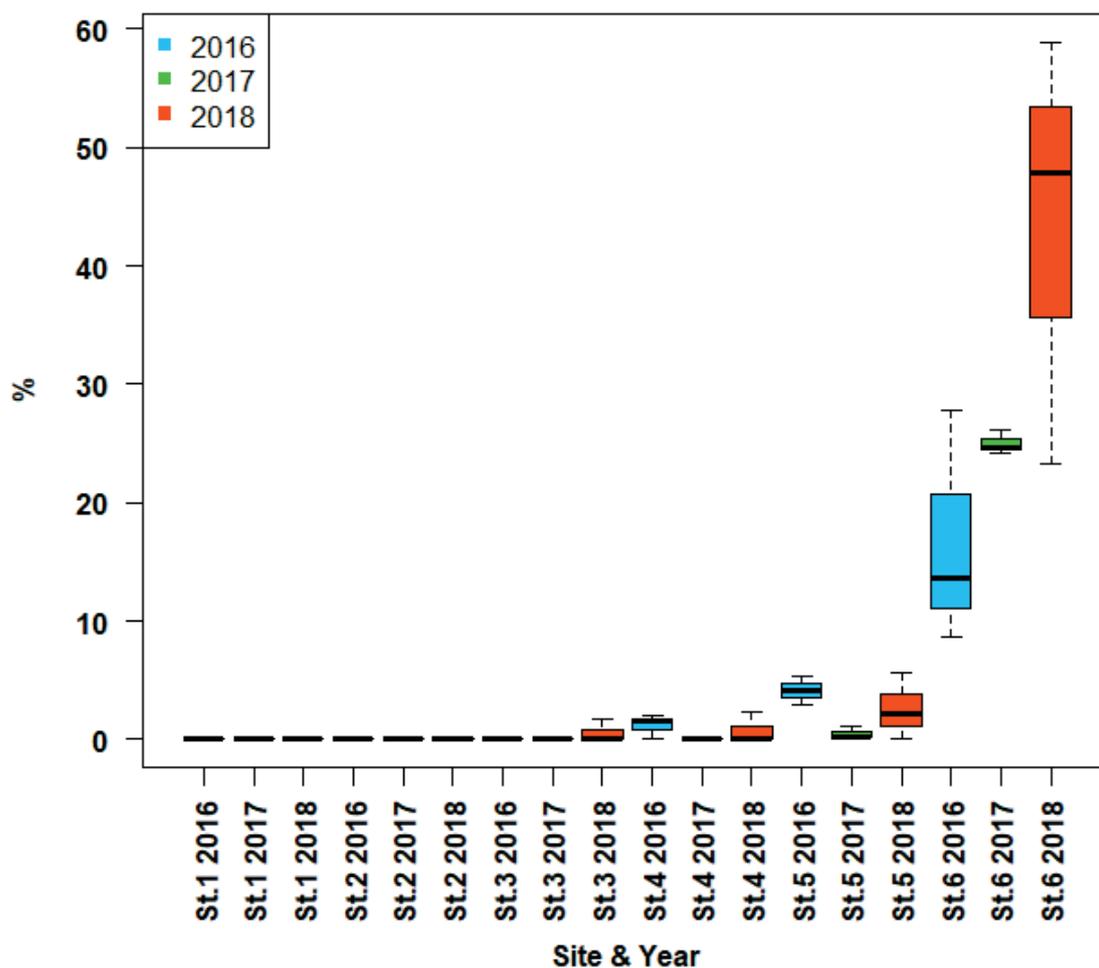


Fig. 18 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *S. serratum* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 14 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *S. serratum* sui dati trasformati mediante radice cubica. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	59.309	11.8618	35.057	5.01E-06 ***
Year	2	0.913	0.4567	2.533	9.35E-02
Site × Year	10	3.384	0.3384	1.877	8.17E-02
Residual	36	6.491	0.1803		

3.2.8. *Microdeutopus gryllotalpa* (Costa, 1853)

Un'altra specie nativa molto abbondante è l'anfipode *M. gryllotalpa*. Il grafico della distribuzione di abbondanza relativa mostra un andamento variabile negli anni, con abbondanze relative maggiori nelle prime due stazioni del 2016 (Fig.

19). L'ANOVA conferma differenze significative di abbondanza relativa in relazione sia al fattore anno che all'interazione tra i due fattori sito e anno (Tab. 15), mentre il test SNK conferma ciò detto in precedenza dal grafico, ma mostrando significatività anche in altre stazioni con abbondanze più basse; in particolare nel 2016 sono presenti differenze con significatività per la diminuzione dell'abbondanza relativa tra le stazioni 2-3 e 4-5 e l'aumento tra le stazioni 3-4, nel 2017 invece è presente un picco di abbondanza relativa significativo nella stazione 5; nel 2018, invece abbiamo un aumento significativo nell'abbondanza relativa tra le stazioni 5-6 (Tab. 16).

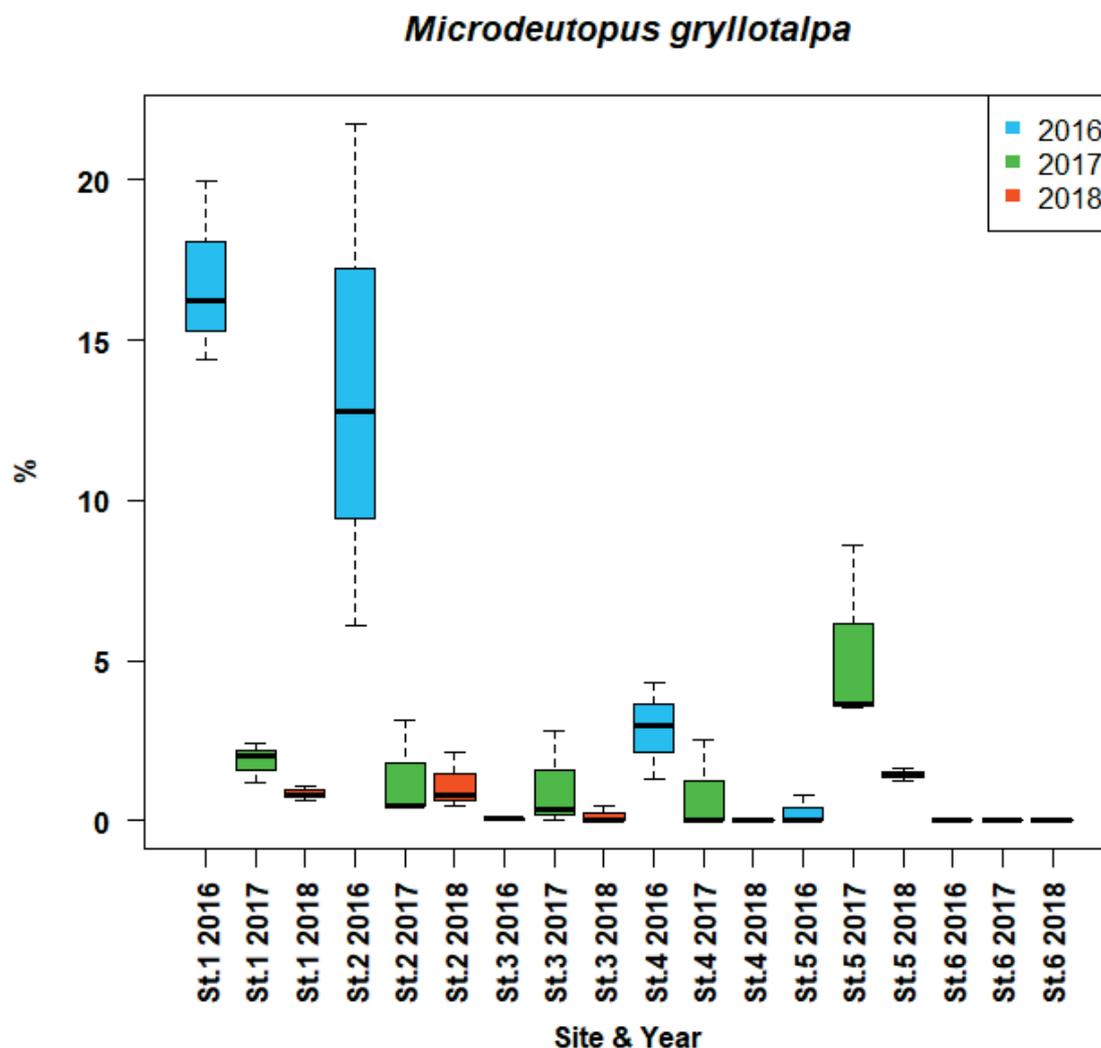


Fig. 19 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *M. gryllotalpa* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 15 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *M. gryllotalpa* sui dati trasformati mediante radice quadrata. ***: P < 0.001, **: P < 0.01, *: P < 0.05

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	31.485	6.297	2.053	1.56E-01
Year	2	10.582	5.291	20.705	1.04E-06 ***
Site × Year	10	30.674	3.067	12.004	9.37E-09 ***
Residual	36	9.199	0.256		

Tab. 16 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>>: P < 0.001, >>: P < 0.01, >: P < 0.05.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	<<	>>	<<<	=	=
2017	<<<	>>	=	=	=	=
2018	>	=	=	=	=	=

3.2.9. *Monocorophium insidiosum* (Crawford, 1937)

Un altro anfipode abbondante è *M. insidiosum*. Il grafico delle abbondanze relative mostra che la maggior parte degli esemplari si trovano nelle stazioni più interne con qualche eccezione per la stazione 2 e 4 nel 2016 (Fig. 20). L'ANOVA indica differenze significative di abbondanze relative in relazione al fattore anno e all'interazione tra i due fattori sito e anno (Tab. 17). Il test SNK a posteriori mostra un aumento significativo dell'abbondanza relativa tra i siti 4-5 e 5-6 nel 2017 e un picco di abbondanza relativa significativo nella stazione 5; per quanto riguarda le abbondanze relative nel 2016 hanno un andamento significativo in tutte le stazioni, con un incremento tra i siti 1-2, 3-4 e 4-5 e un calo tra le stazioni 2-3 e 5-6 (Tab. 18).

Monocorophium insidiosum

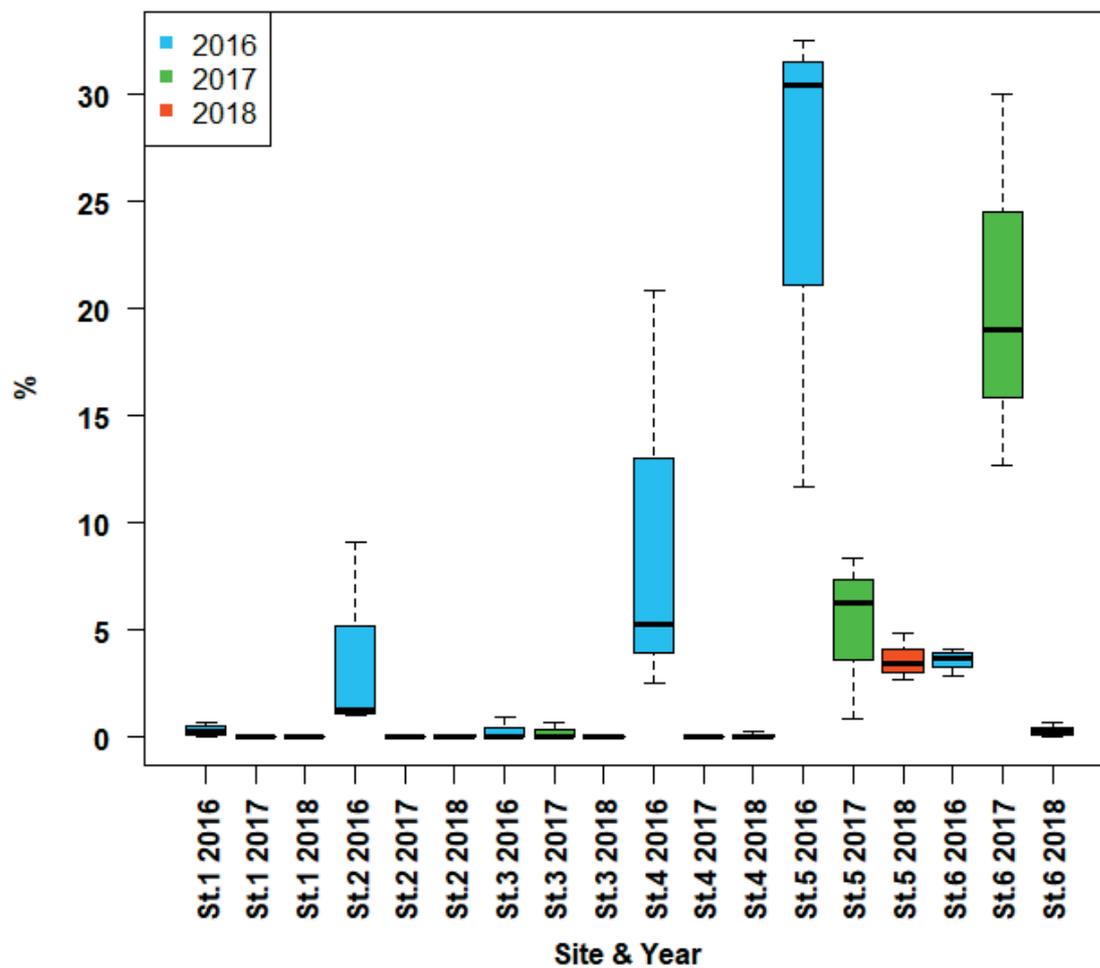


Fig. 20 Grafico che illustra l'abbondanza relativa di *M. insidiosum* lungo le stazioni nei tre anni.

Tab. 17 Risultati dell'ANOVA condotta sull'abbondanza relativa di *M. insidiosum* sui dati trasformati tramite radice quadrata. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	59.684	11.937	2.936	6.93E-02
Year	2	21.639	10.820	23.113	3.49E-07 ***
Site × Year	10	40.661	4.066	8.686	5.06E-07 ***
Residual	36	16.852	0.468		

Tab. 18 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>>: P < 0.001, >>: P < 0.01, >: P < 0.05.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	<<<	>>>	>>>	<	>	
2017	>>>	>>	=	=	=	
2018	<	>	=	=	=	

3.3 Diversità specifica delle comunità

3.3.1. Ricchezza specifica

La ricchezza specifica, espressa come numero di specie (S), non mostra differenze significative tra le stazioni ma una elevata variabilità tra gli anni (Fig. 21), come confermato dal test ANOVA (Tab. 19).

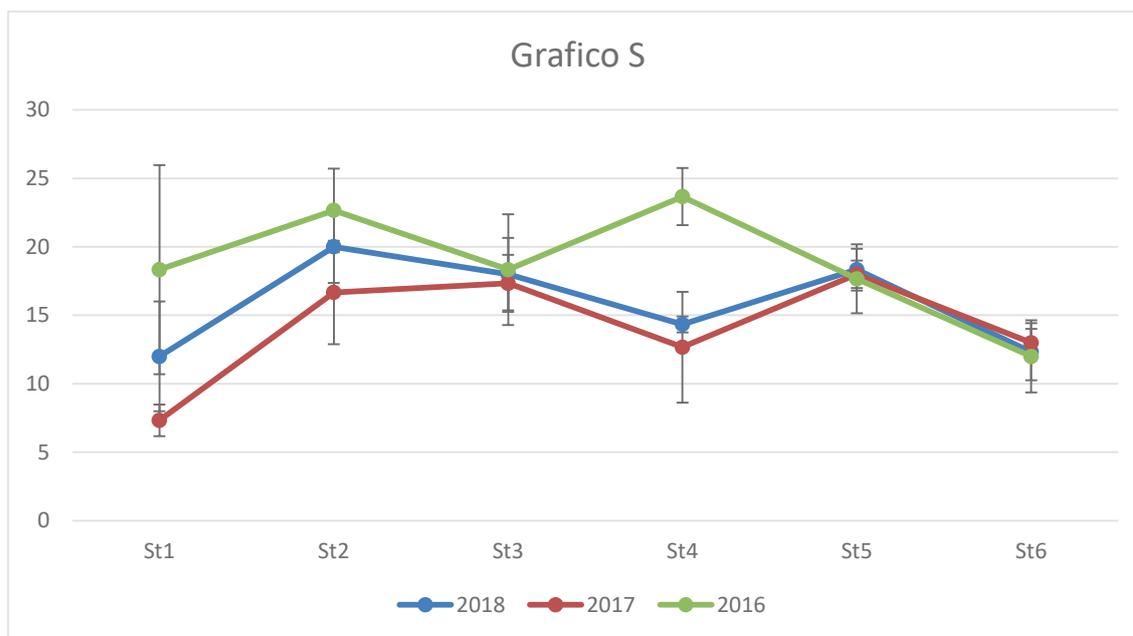


Fig. 21 Grafico che illustra l'andamento di S tra le stazioni nei tre anni (valori medi ± deviazione standard).

Tab. 19 Risultati dell'ANOVA condotta su S sui dati trasformati tramite logaritmo. Il test C di Cochran restituisce come risultato: C = 0.29488, P = 0.04739. Il livello di significatività viene impostato all'1% a causa della non omogeneità delle varianze **: P < 0.001, *: P < 0.01.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	2.208	0.442	3.662	3.83E-02
Year	2	0.772	0.386	8.978	6.87E-04 **
Site × Year	10	1.206	0.121	2.804	1.12E-02
Residual	36	1.548	0.043		

3.3.2. Indice di diversità di Simpson

L'indice di diversità di Simpson ($1-\lambda$) tende ad aumentare secondo il gradiente mare-terra (Fig. 22). Il test ANOVA però indica differenze significative dell'indice in relazione al fattore anno e all'interazione sito-anno (Tab. 20). In particolare, il test SNK a posteriori mostra un aumento significativo nella diversità di specie tra le stazioni 1-2 e 4-5 nel 2017 e tra le stazioni 2-3 e 3-4 nel 2018 (Tab. 21).

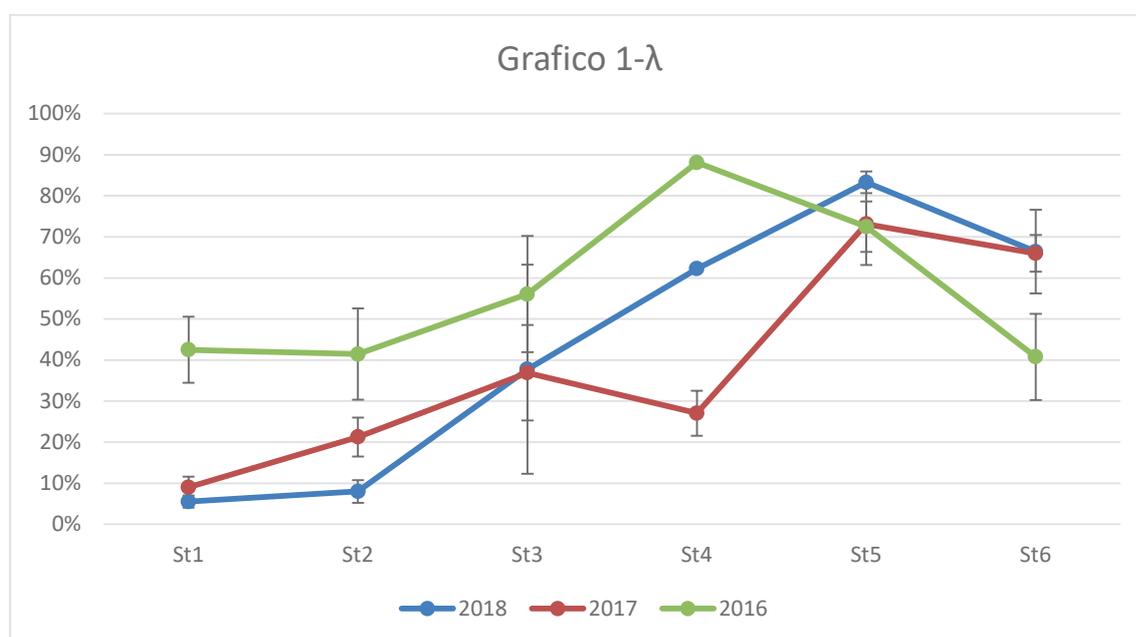


Fig. 22 Grafico che illustra l'andamento dell'indice di diversità di Simpson tra le stazioni nei tre anni (valori medi \pm deviazione standard).

Tab. 20 Risultati dell'ANOVA condotta sull'indice di Simpson sui dati trasformati tramite logaritmo. Il test C di Cochran restituisce come risultato: $C = 0.38872$, $P = 0.004181$. Il livello di significatività viene impostato all'1% a causa della non omogeneità delle varianze. **: $P < 0.001$, *: $P < 0.01$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	21.955	4.391	4.465	2.13E-02
Year	2	4.500	2.250	32.751	7.89E-09 **
Site \times Year	10	9.834	0.983	14.314	8.99E-10 **
Residual	36	2.473	0.069		

Tab. 21 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>: $P < 0.001$, >: $P < 0.01$

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	=	=	=	=	=	=
2017	=	>>	=	=	=	>>
2018	=	=	>	>>	=	=

3.3.3. Numeri di Hill

I numeri di Hill sono stati espressi in N1 e N10, dove N1 rappresenta la diversità specifica, mentre N10 è il rapporto tra N1 e la ricchezza specifica e ci permette di ottenere un indice che esprime l'equidistribuzione delle specie. I grafici di entrambi sono molto simili tra loro ed illustrano, come l'indice di Simpson, che la diversità aumenta lungo il gradiente mare-terra (Fig. 23, Fig. 24). L'ANOVA restituisce differenze significative in relazione all'interazione dei fattori sito-anno e al fattore sito sia in N1 che N10 (Tab. 22, Tab. 23).

Il test a posteriori a coppie per quanto riguarda N1, restituisce significatività in merito alla diversità specifica in aumento tra le stazioni 3-4 nel 2016, tra le stazioni 4-5 nel 2017 e tra le stazioni 2-3, 3-4 e 4-5 nel 2018, mentre è in calo tra le stazioni 4-5 nel 2016 e 5-6 in tutti e tre gli anni. Per quanto riguarda N10 il test mostra quasi le stesse significatività nella equidistribuzione delle specie vista con N1, ma con un valore più alto di P; inoltre non è presente significatività nell'equidistribuzione nelle stazione 5-6 del 2017 e 2018.

Il motivo per cui i due grafici siano molto simili e che i test a posteriori esprimano quasi le stesse significatività è facilmente interpretabile dal fatto che N10 non è altro che il rapporto tra N1 e la ricchezza specifica (S) illustrata precedentemente, che però non ha prodotto alcuna significatività se non una debole variabilità tra gli anni; per questo il risultato del grafico di N10 dipende quasi esclusivamente dal carico ricevuto dalla diversità specifica N1.

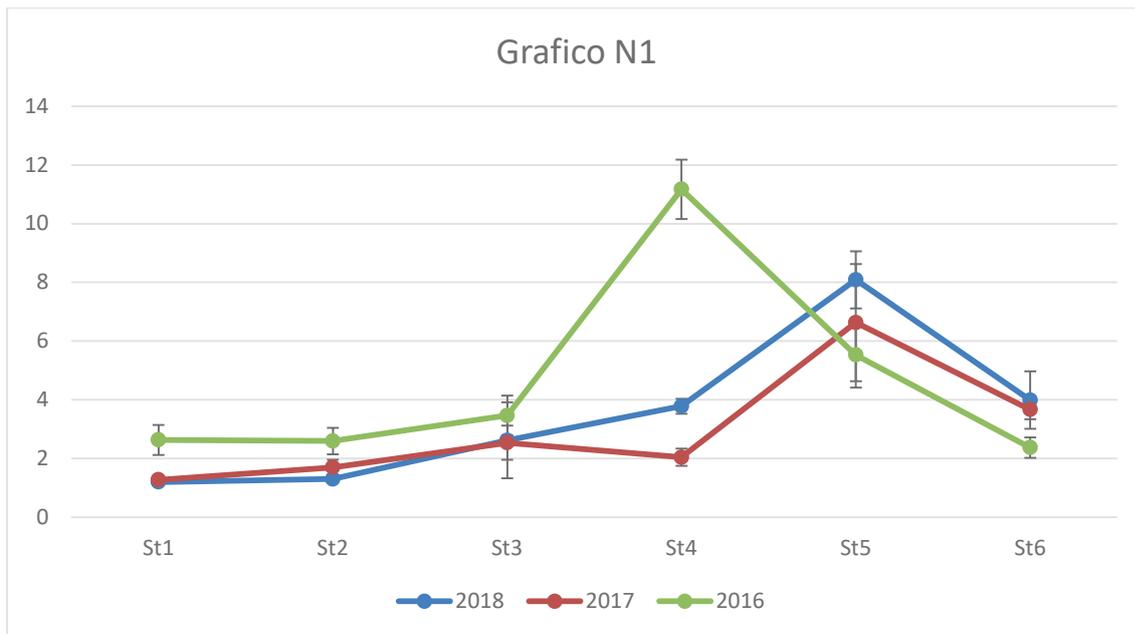


Fig. 23 Grafico che illustra l'andamento di N1 tra le stazioni nei tre anni (valori medi \pm deviazione standard).

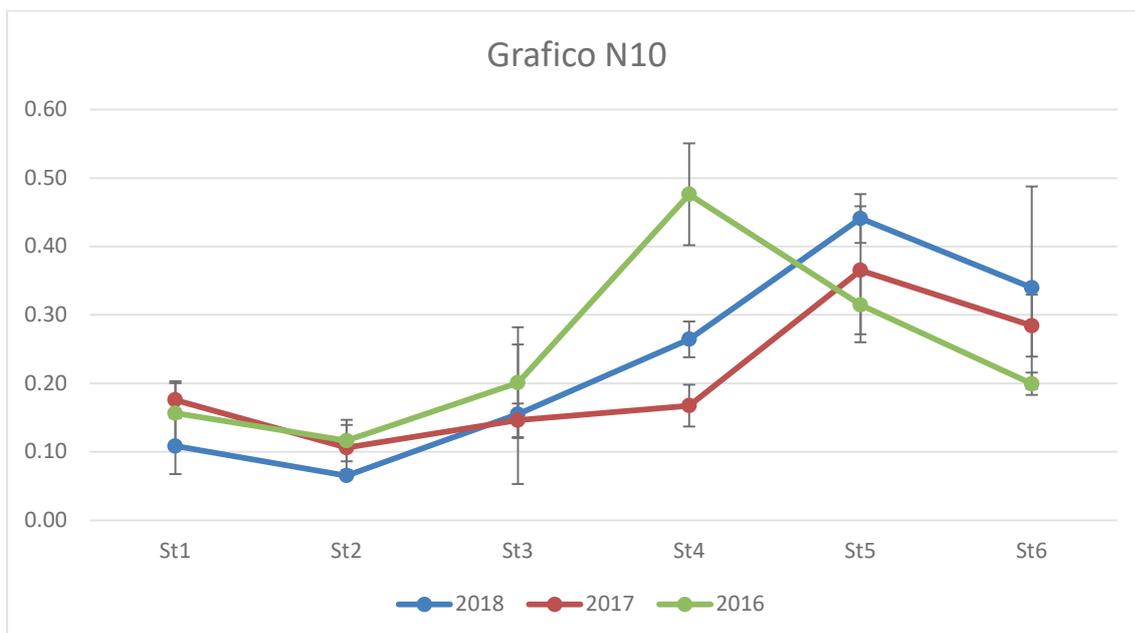


Fig. 24 Grafico che illustra l'andamento di N10 tra le stazioni nei tre anni (valori medi \pm deviazione standard).

Tab. 22 Risultati dell'ANOVA condotta su N1 sui dati trasformati tramite radice quadrata. ***: P < 0.001, **: P < 0.01, *: P < 0.05.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	11.571	2.314	3.803	3.44E-02 *
Year	2	1.519	0.760	21.198	8.25E-07 ***
Site × Year	10	6.084	0.608	16.981	8.34E-11 ***
Residual	36	1.290	0.036		

Tab. 23 Risultati dell'ANOVA condotta su N10 sui dati trasformati tramite radice quadrata. ***: P < 0.001, **: P < 0.01, *: P < 0.05.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	0.583	0.117	6.328	6.71E-03 **
Year	2	0.011	0.006	1.474	2.43E-01
Site × Year	10	0.184	0.018	4.778	2.27E-04 ***
Residual	36	0.139	0.004		

Tab. 24 Risultati del test SNK di N1 tra siti all'interno di ogni anno. >>>: P < 0.001, >>: P < 0.01, >: P < 0.05.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	<<<	<<<	>>>	=	=	
2017	<<<	>>>	=	=	=	
2018	<<<	>>>	>	>>	=	

Tab. 25 Risultati del test SNK di N10 tra siti all'interno di ogni anno. >>>: P < 0.001, >>: P < 0.01, >: P < 0.05.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	<	<	>>>	=	=	
2017	=	>>	=	=	=	
2018	=	>	>	>	=	

3.4. Confronti tra specie

Un confronto grafico tra alcune specie più abbondanti aiuta a comprendere meglio il loro avvicendamento lungo il gradiente mare-terra.

3.4.1. Confronto tra le specie di mitili

Il primo confronto da prendere in esame riguarda le tre specie di mitili presenti: *Mytilus galloprovincialis*, *Xenostrobus securis* e *Arcuatula senhousia*. Il grafico

mostra come tra la stazione 3 e la stazione 4 avvenga una sorta di avvicendamento in cui *M. galloprovincialis* cede il posto a *X. securis*. *A. senhousia* non ha un'abbondanza tale da poter competere con gli altri due; la si ritrova solamente nelle ultime 3 stazioni insieme a *X. securis* (Fig. 25).

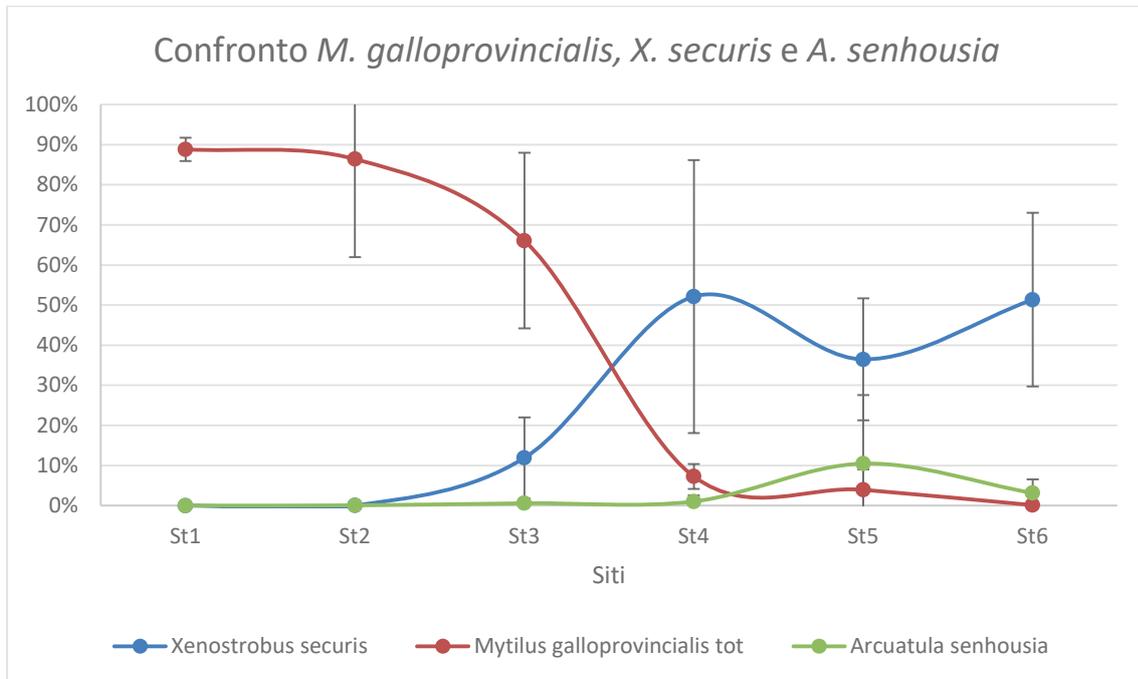


Fig. 25 Grafico che illustra l'andamento delle tre specie di mitili campionate tra i siti (valori medi \pm deviazione standard).

3.4.2. Confronto tra specie di anfipodi

Un altro confronto prende in considerazione le due specie di anfipodi più abbondanti: *Microdeutopus gryllotalpa* e *Monocorophium insidiosum*. Nel grafico si nota che le due specie si scambiano le relative abbondanze tra le stazioni 3 e 4: *M. gryllotalpa*, più abbondante nelle stazioni 1 e 2, risulta meno abbondante nelle stazioni 5 e 6 rispetto a *M. insidiosum* e viceversa (Fig. 26).

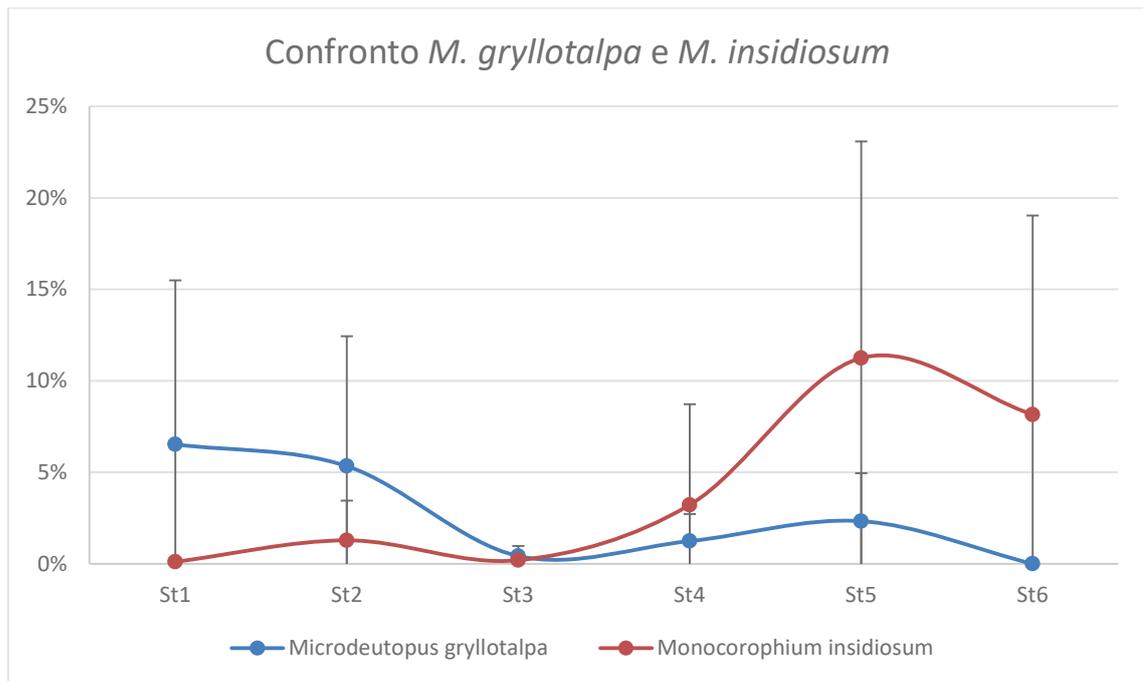


Fig. 26 Grafico che illustra l'andamento delle due specie di anfipodi più abbondanti campionate tra i siti (valori medi \pm deviazione standard).

3.5. Confronto tra specie aliene e native

Utilizzando i dati standardizzati sono state effettuate delle analisi sul rapporto tra le specie aliene e quelle native in merito al numero di specie e alla loro abbondanza.

3.5.1. Rapporto tra il numero di specie aliene e native

I grafici illustrati mostrano come ci sia un aumento del numero di specie aliene lungo il gradiente mare-terra (Fig. 27), confermato anche dall'ANOVA che restituisce come risultati la presenza di differenze significative nel rapporto delle specie aliene/native in relazione al fattore sito (Tab. 26). Il test a posteriori rivela un incremento significativo nel rapporto tra specie aliene e native tra i siti 5 e 6 (SNK $P < 0.05$).

Rapporto Numero A/N

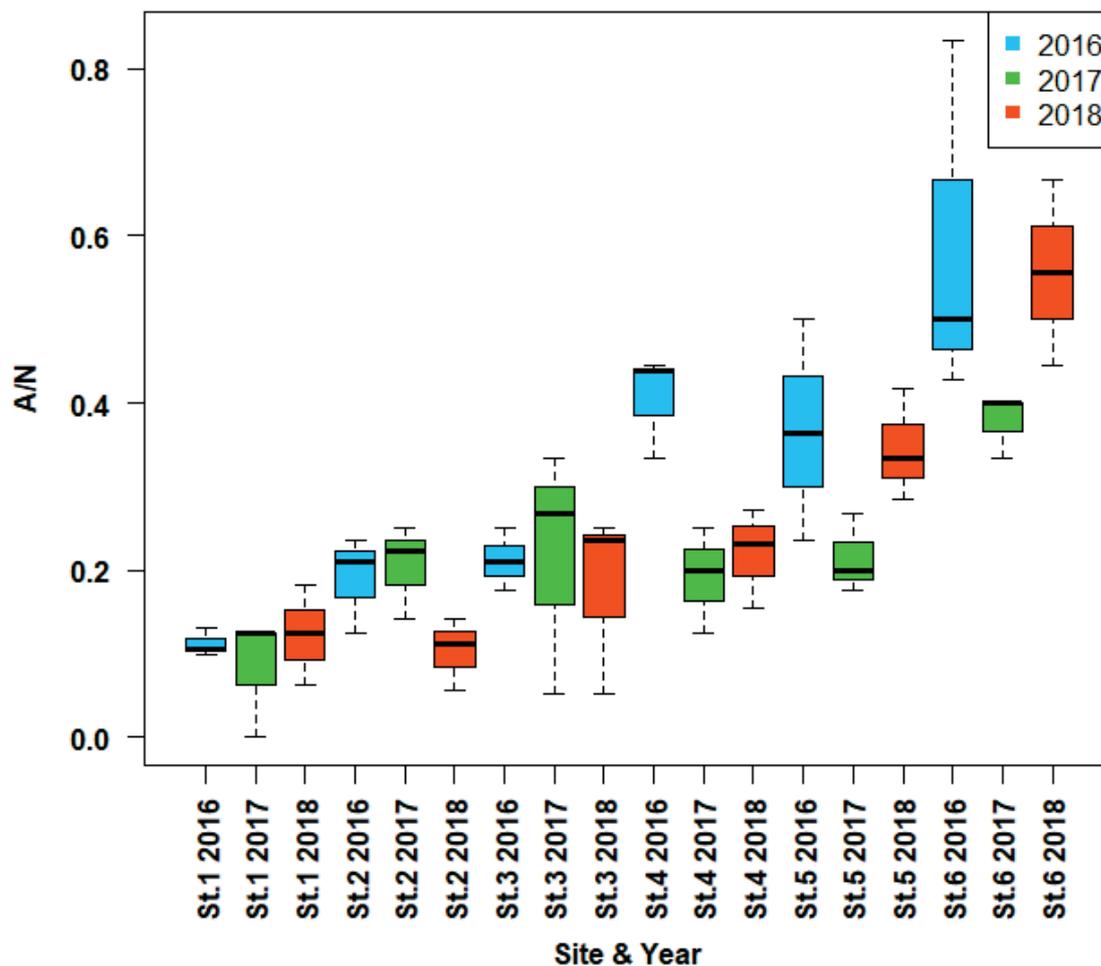


Fig. 27 Grafico che illustra l'andamento del rapporto tra le specie aliene e quelle native lungo le stazioni nei tre anni. A: specie aliene, N: specie native.

Tab. 26 Risultati dell'ANOVA condotta sul rapporto tra numero di specie aliene e quelle native sui dati trasformati tramite radice quadrata. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	0.8604	0.1721	15.0706	2.22E-04 ***
Year	2	0.0864	0.0432	4.3393	2.05E-02 *
Site × Year	10	0.1142	0.0114	1.1471	3.57E-01
Residual	36	0.3584	0.0100		

3.5.2. Rapporto tra l'abbondanza relativa delle specie aliene e native

Il rapporto tra le due abbondanze relative mostra come il numero di specie aliene aumenti dopo la stazione 3 e rimanga stabile nelle stazioni 5 e 6; il grafico mostra inoltre la presenza di due picchi: nella stazione 4 del 2016 e nella stazione 6 del

2016 (Fig. 28). L'ANOVA mostra differenze significative nel rapporto delle abbondanze relative delle specie aliene e native in relazione al fattore sito e all'interazione dei due fattori sito e anno (Tab. 27). Il successivo test a coppie conferma una significatività relativa al sito 4 del 2017 e 6 del 2016 (Tab. 28).

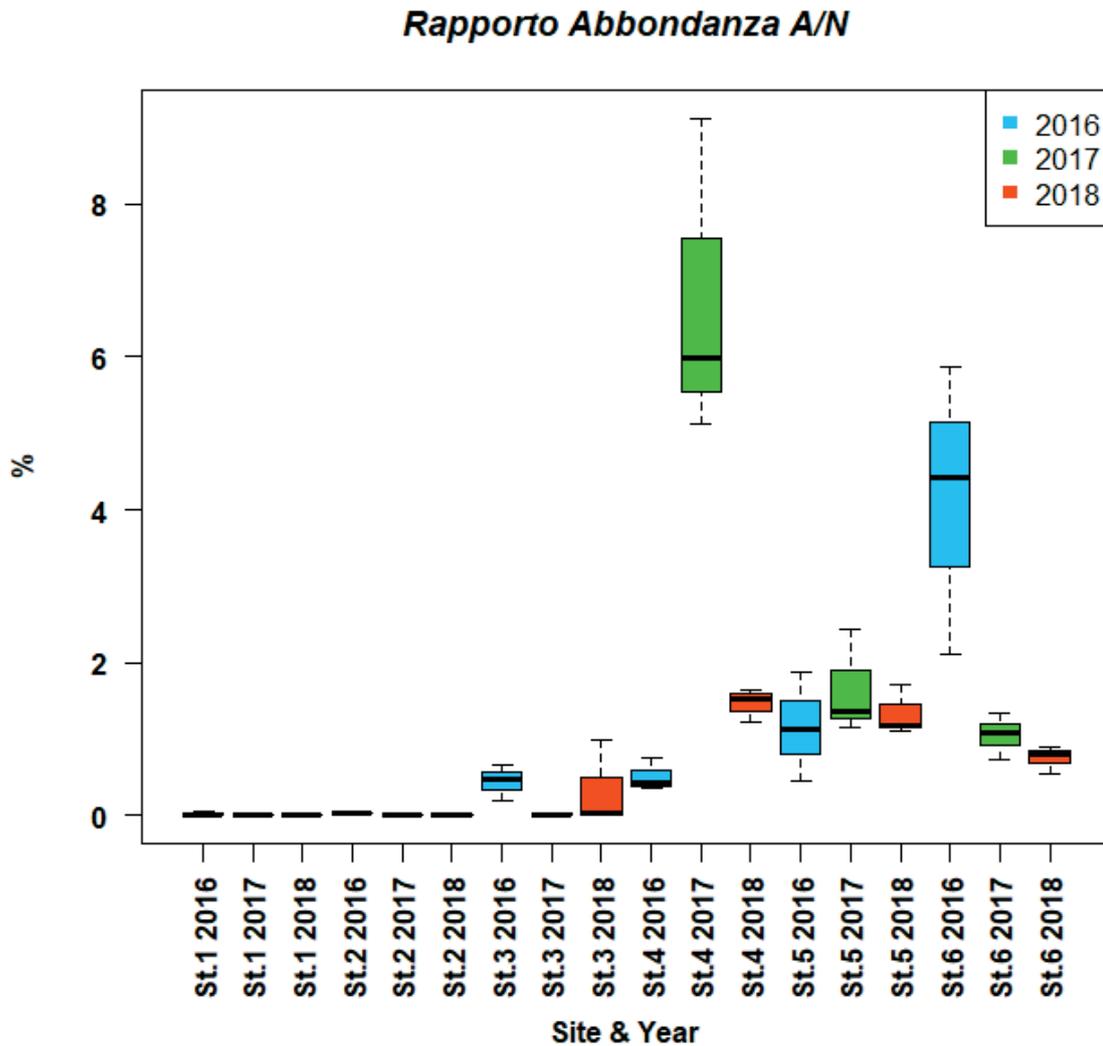


Fig. 28 Grafico che illustra l'andamento del rapporto tra l'abbondanza di specie aliene e quella di specie native lungo le stazioni nei tre anni. A: specie aliene, N: specie native.

Tab. 27 Risultati dell'ANOVA condotta sul rapporto tra l'abbondanza di specie aliene e quella di specie native sui dati trasformati tramite radice quadrata. ***: $P < 0.001$, **: $P < 0.01$, *: $P < 0.05$.

Source	Df	SS	MS	F value	P
Site	5	18.2879	3.6576	4.6333	1.90E-02 *
Year	2	0.5090	0.2545	4.6810	1.56E-02 *
Site × Year	10	7.8941	0.7894	14.5209	7.39E-10 ***
Residual	36	1.9571	0.0544		

Tab. 28 Risultati del test SNK tra siti all'interno di ogni anno. >>>: $P < 0.001$, >>: $P < 0.01$, >: $P < 0.05$.

	St6	St5	St4	St3	St2	St1
2016	>>>	=	=	>	=	
2017	=	<<<	>>>	=	=	
2018	=	=	>>>	=	=	

4. Discussioni

Le aree portuali sono da sempre delle zone soggette a elevati disturbi antropici, al giorno d'oggi vengono considerati come ambienti marini inquinati a causa dei numerosi traffici navali, della limitata esposizione al vento e alle onde, degli scarichi ambientali e/o l'apporto di sedimenti derivanti da foci di fiume nelle vicinanze. Questi fattori spesso covariano tra di loro fornendo un luogo di facile insediamento per le specie aliene (Airoidi and Beck, 2007; Mineur et al., 2012; Travizi et al., 2019).

Il porto di Ravenna è influenzato da tutti i fattori precedentemente elencati e perciò è un facile bersaglio per le specie non-indigene; molti lavori hanno già valutato la presenza di numerose specie aliene nei porti del nord Adriatico, sia per quanto riguarda i fondi molli che i substrati duri (Spagnolo et al., 2017; Travizi et al., 2019).

Le comunità bentoniche nel presente studio, come in altre ricerche, erano composte perlopiù da mitili e crostacei tra cui cirripedi, questo ha permesso di creare un secondo substrato il quale ha aumentato l'eterogeneità spaziale e la diversità di specie (Çinar et al., 2008; Spagnolo et al., 2017).

La specie più abbondante trovata è *Mytilus galloprovincialis*, un mitile nativo dei nostri mari, molto comune in tutti i porti del Mar Mediterraneo grazie alla sua tolleranza a numerosi fattori inquinanti (Çinar et al., 2008); in opposizione a questo mollusco è stato rinvenuto il mitile *Xenostrobus securis*, una specie invasiva, proveniente dall'Australia, rinvenuta nei nostri mari per la prima volta nel 1992 nelle zone della Pialassa Baiona (Lazzari and Rinaldi, 1994). Queste due specie entrano in competizione all'interno del porto canale a metà circa: questo può essere dovuto al fatto che *M. galloprovincialis* non riesca a sopportare le condizioni presenti nelle stazioni più interne a differenza di *X. securis*, il quale, grazie alla sua adattabilità, è riuscito ad insediarsi e diffondersi dai primi anni '90 ad oggi.

La specie invasiva *Crassostrea gigas* (= *Magallana gigas*, secondo le più recenti revisioni tassonomiche su base molecolare (Salvi et al., 2014; Bayne et al., 2017)), è presente nell'Adriatico dal 1964.

Arcuatula senhousia è una specie invasiva proveniente dall'Oceano Pacifico, rinvenuta nella zona della Pialassa Baiona intorno agli '90 (Lazzari and Rinaldi, 1994); in questo studio è stata rinvenuta come *X. securis* nelle stazioni più interne e più impattate dal disturbo antropico, ma, a differenza di *X. securis* che è abbondantemente presente in tutti e tre gli anni, *A. senhousia*, è stata rinvenuta prevalentemente nel 2018. Questo può far ipotizzare che stia iniziando solo ora a occupare la zona del porto-canale; studi futuri su ulteriori anni potrebbero essere utili per confermare queste ipotesi.

Per quanto riguarda i policheti, sono state identificate 3 specie invasive di serpulidi: *Ficopomatus enigmaticus*, *Hydroides dianthus* e *Hydroides elegans*. Queste tre specie sono state rinvenute per la prima volta nell'Adriatico nel 1934 spesso associate a letti di mitili o altri molluschi come quelli presenti in questo studio (Marchini et al., 2015). Sono stati condotti numerosi studi su queste specie, che grazie al loro alto tasso di crescita e di dispersione, dovuto al loro lungo periodo larvale, sono capaci di insediarsi e in poco tempo colonizzare un ambiente, influenzando negativamente ecosistemi stabili (Çinar, 2013).

La specie aliena *Caprella scaura* è la specie non-indigena, presente in questo studio, che è stata ritrovata nei nostri mari più recentemente. Il primo ritrovamento nelle nostre acque risale al 1994 nelle lagune di Venezia (Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez, 2014); questo crostaceo è spesso ritrovato insieme al briozoo *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) (Ros et al., 2013), anch'esso rinvenuto in questo studio all'interno del porto di Ravenna. Gli individui di entrambe le specie erano troppo pochi per poter fare delle ipotesi sulle loro correlazioni, perciò uno studio futuro più improntato su questi esemplari potrebbe portare ad ulteriori sviluppi.

La terza specie più abbondante presente in questo studio è *Sphaeroma serratum*, un isopode nativo del Mar Mediterraneo, da sempre presente nelle lagune attorno a Ravenna. In precedenti studi si è visto che l'abbondanza di questa specie

all'interno della Pialassa Baiona sia diminuita, probabilmente a causa dell'arrivo di un competitore invasivo del nord-est del Pacifico nel 2012: *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) (Vincenzi, 2012; Vincenzi et al., 2013). Nel presente studio *S. serratum* è stato ritrovato quasi esclusivamente nella stazione 6, la quale potrebbe essere considerata come una zona di rifugio per la specie nativa, ma l'aumento di specie aliene in quelle zone potrebbe rivelarsi critico in futuro.

In conclusione, di tutti i taxa analizzati ben il 17% si è rivelato essere composto da specie aliene, ma, come si evince dalle discussioni precedenti, la maggior parte di essi si trova nelle stazioni più interne del porto-canale, questo può essere dovuto alle condizioni limitanti e sfavorevoli, presenti in quei siti, per le specie native. Le zone più interne sono spesso soggette a un lento ricambio con le acque esterne, un maggior numero di inquinanti o a condizioni di anossia e tutti questi fattori influenzano negativamente le specie native favorendo, invece, le specie aliene, soprattutto invasive, le quali sono più resistenti ai fattori di stress come quelli citati.

Nonostante questo, la diversità, indicata come indice di Simpson, ha mostrato un leggero aumento secondo il gradiente mare-terra e quindi una maggiore diversità nelle stazioni più interne; questo può essere causato dal recente insediamento delle specie non-native, maggiormente resistenti alle condizioni ambientali degradate.

Lo studio si era posto l'obiettivo di avere una visione, sia spaziale che temporale, della distribuzione delle specie presenti sui substrati duri delle banchine del canale Candiano di Ravenna, e nonostante alcune difficoltà nell'identificazione, riteniamo che questo studio sia un ottimo punto di partenza sia per un'analisi più approfondita, analizzando magari i fattori abiotici lungo il porto-canale, sia per un progetto futuro di eco-ingegneria atto a salvaguardare le specie native come *Sphaeroma serratum*.

5. Ringraziamenti

Ringrazio il professor Massimo Ponti, che mi ha seguito nella realizzazione di questo progetto e ha fornito preziosi consigli e strumenti adeguati a portare a compimento la mia tesi.

Ringrazio Andrea Desiderato e Paolo Zanni, per avermi aiutato nell'identificazione di specie di difficile classificazione.

Ringrazio i miei genitori, i miei nonni e tutti i miei parenti che mi hanno permesso di inseguire il mio sogno, con il loro supporto sia morale che economico.

Ringrazio tutti i miei amici e compagni che mi hanno seguito durante questa avventura, alla scoperta delle meraviglie del mondo marino.

Ringrazio infine la mia ragazza che mi ha non solo supportato, ma anche sopportato e soprattutto aiutato a non arrendermi mai e riuscire a raggiungere tutti gli obiettivi che mi ero prefissato.

6. Bibliografia

- Airoldi L, Beck MW (2007). Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. *Oceanogr Mar Biol.* 45: 345-405.
- Airoldi L, Bulleri F (2011). Anthropogenic Disturbance Can Determine the Magnitude of Opportunistic Species Responses on Marine Urban Infrastructures. *PLOS ONE* 6(8): e22985.
- Airoldi L, Turon X, Perkol-Finkel S, Rius M (2015). Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Divers Distrib* 21: 755–768.
- Airoldi L, Ponti M, Abbiati M (2016). Conservation challenges in human dominated seascapes: The harbour and coast of Ravenna. *Reg Stud Mar Sci* 8: 308–318.
- Anderson MJ (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. eds N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Ruggeri, and J. L. Teugels. pp 1–15.
- Anderson MJ, Willis TJ (2003). Canonical analysis of principal coordinates: A useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84(2): 511-525.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Bacchiocchi F, Airoldi L (2003). Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuar Coast Shelf Sci* 56:1157–1166.
- Bayne BL, Ahrens M, Allen SK, D’auriac MA, Backeljau T, Beninger P, Bohn R, Boudry P, Davis J, Green T, Guo X, Hedgecock D, Ibarra A,

- Kingsley-Smith P, Krause M, Langdon C, Lapègue S, Li C, Manahan D, Mann R, Perez-Paralle L, Powell EN, Rawson PD, Speiser D, Sanchez J-L, Shumway S, Wang H (2017). The Proposed Dropping of the Genus *Crassostrea* for All Pacific Cupped Oysters and Its Replacement by a New Genus *Magallana*: A Dissenting View. *J Shellfish Res* 36: 545–547.
- Bertasi F, Colangelo MA, Abbiati M, Ceccherelli VU (2007). Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* 586: 277–290.
- Bianchi CN (2007). Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 580: 7-21.
- Bray JR, Curtis JT (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecol Monogr* 27: 325–349.
- Çınar ME (2013). Alien polychaete species worldwide: current status and their impacts. *Mar Biol Assoc U K J Mar Biol Assoc U K Camb* 93:1257–1278.
- Çınar ME, Katağan T, Koçak F, Öztürk B, Ergen Z, Kocatas A, Önen M, Kirkim F, Bakir K, Kurt G, Dağlı E, Açıık S, Doğan A, Özcan T (2008). Faunal assemblages of the mussel *Mytilus galloprovincialis* in and around Alsancak Harbour (Izmir Bay, eastern Mediterranean) with special emphasis on alien species. *J Mar Syst* 71: 1–17.
- Clarke KR, Gorley RN (2015). *Primer v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth UK.
- Clarke KR, Warwick RM (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E: Plymouth, UK.

- Dafforn K (2017). Eco-engineering and management strategies for marine infrastructure to reduce establishment and dispersal of non-indigenous species. *Manag Biol Invasions* 8: 153–161.
- Faith DP, Minchin PR, Belbin L (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68
- Fernandez-Gonzalez V, Sanchez-Jerez P (2014). First occurrence of *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Crustacea: Amphipoda) on off-coast fish farm cages in the Mediterranean Sea. *Helgol Mar Res* 68: 187–191.
- Gabbianelli G, Ascani C, Sangiorgi F, Ponti M (2003). Il sistema lagunare delle Pialasse ravennati (Baiona-Piomboni): lineamenti geomorfologici, sedimentologici ed evolutivi. In: CIRSA Università di Bologna, Comune di Ravenna (eds) *La Pialassa della Baiona Qualità dell'ambiente e attività di ricerca*. Editrice La Mandragora, Imola (BO).
- Hill MO (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54: 427–432.
- Katsanevakis S, Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Ben Rais Lasram F, Zenetos A, Cardoso AC (2014). Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Front Mar Sci* 1(32): 1-15
- Kolar CS, Lodge DM (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol Evol* 16: 199–204.
- Lazzari G, Rinaldi E (1994). Alcune considerazioni sulla presenza di specie extra mediterranee nelle lagune salmastre di Ravenna. *Boll Malacol* 30: 17–30.
- Luciulli P, Ugolini P, Pollini E (2007). Harbour of Ravenna: The contribution of harbour traffic to air quality. *Atmos Environ* 41: 6421–6431.
- Magurran AE (2004). *Measuring Biological Diversity*. Wiley.

- Marchini A, Ferrario J, Sfriso A, Occhipinti-Ambrogi A (2015). Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biol Invasions* 17: 2943–2962.
- Mineur F, Cottier-Cook E, Minchin D, Bohn K, MacLeod A, Maggs C (2012). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanogr Mar Biol* 50: 189–234.
- Occhipinti-Ambrogi A (2000). Biotic Invasions in a Mediterranean Lagoon . *Biol Invasions* 2(165).
- Occhipinti-Ambrogi A (2007). Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Mar Pollut Bull* 55: 342–352.
- Occhipinti-Ambrogi A, Marchini A, Cantone G, Castelli A, Chimenz C, Cormaci M, Frogliani C, Furnari G, Gambi MC, Giaccone G, Giangrande A, Gravili C, Mastrototaro F, Mazziotti C, Orsi-Relini L, Piraino S (2011). Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol Invasions* 13: 215–237.
- Ponti M, Fava F, Perlini RA, Giovanardi O, Abbiati M (2015). Benthic assemblages on artificial reefs in the northwestern Adriatic Sea: Does structure type and age matter? *Mar Environ Res* 104: 10–19.
- Ros M, Vázquez-Luis M, Guerra-García JM (2013). The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *J Sea Res* 83: 94–103.
- Salvi D, Macali A, Mariottini P (2014). Molecular Phylogenetics and Systematics of the Bivalve Family Ostreidae Based on rRNA Sequence-Structure Models and Multilocus Species Tree. *PLOS ONE* 9: e108696.

- Sfriso A, Facca C (2011). Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the “CARLIT” index. *Ecol Indic* 11: 772–781.
- Simpson EH (1949) Measurement of Diversity. *Nature* 163(688).
- Spagnolo A, Auriemma R, Bacci T, Balković I, Bertasi F, Bolognini L, Cabrini M, Cilenti L, Cuicchi C, Cvitković I, Despalatović M, Grati F, Grossi L, Jaklin A, Lipej L, Marković O, Mavrič B, Mikac B, Nasi F, Nerlović V, Pelosi S, Penna M, Petović S, Punzo E, Santucci A, Scirocco T, Strafella P, Trabucco B, Travizi A, Žuljević A (2017). Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the adriatic sea. *Mar Pollut Bull.* (In press)
- Steinberg PD, Airoidi L, Banks J, Leung KMY (2016). Introduction to the special issue on the World Harbour Project. *Reg Stud Mar Sci* 8: 217–219.
- Travizi A, Balković I, Bacci T, Bertasi F, Cuicchi C, Flander-Putrlle V, Grati F, Grossi L, Jaklin A, Lipej L, Mavrič B, Mikac B, Marusso V, Montagnini L, Nerlović V, Penna M, Salvalaggio V, Santelli A, Scirocco T, Spagnolo A, Trabucco B, Vani D (2019). Macrozoobenthos in the Adriatic Sea ports: Soft-bottom communities with an overview of non-indigenous species. *Mar Pollut Bull.* (In press)
- Underwood AJ (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance.* Cambridge University Press.
- United Nations (2018). United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2018, *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision.*

Vaselli S, Bulleri F, Benedetti-Cecchi L (2008). Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Mar Environ Res* 66: 395–403.

Vincenzi C (2012). Specie aliene nelle lagune nord adriatiche: il caso di *Paracerceis sculpta* (Isopoda: Sphaeromatidae) Tesi di Laurea triennale in Scienze Biologiche aa 2011-2012, Università di Bologna. pp 55.

Vincenzi C, Lanzafame C, Colombo M, Caccia MG, Abbiati M, Ponti M (2013). Alien species in the northern Adriatic lagoons: *Paracerceis sculpta* (Isopoda: Sphaeromatidae). Rapport du 40e Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée. CIESM, Marseille (France), 28 october - 1 November 2013, pp 588.

Zanuttigh B, Angelelli E, Bellotti G, Romano A, Krontira Y, Troianos D, Suffredini R, Franceschi G, Cantù M, Airoidi L, Zagonari F, Taramelli A, Filipponi F, Jimenez C, Evriviadou M, Broszeit S (2015). Boosting Blue Growth in a Mild Sea: Analysis of the Synergies Produced by a Multi-Purpose Offshore Installation in the Northern Adriatic, Italy. *Sustainability* 7: 6804–6853.

Zenetos A, Cinar ME, Pancucci-Papadopoulou MA, Harmelin JG, Furnari G, Andaloro F, Bellou N, Streftaris N, Zibrowius H (2005). Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterr Mar Sci* 6: 63–118.

Zenetos A, Gofas S, Verlaque M, Cinar ME, Garcia Raso JE, Bianchi CN, Morri C, Azzurro E, Bilecenoglu M, Froglija C, Siokou I, Violanti D, Sfriso A, San Martin G, Giangrande A, Katagan T, Ballesteros E, Ramos-Espla AA, Mastrototaro F, Ocana O, Zingone A, Gambi MC, Streftaris N (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterr Mar Sci* 11: 381.

Zenetos A, Gofas S, Morri C, Rosso A, Violanti D, Raso JEG, Cinar ME, Almogi-Labin A, Ates AS, Azzurro E, Ballesteros E, Bianchi CN, Bilecenoglu M, Gambi MC, Giangrande A, Gravili C, Hyams-Kaphzan O, Karachle PK, Katsanevakis S, Lipej L, Mastrototaro F, Mineur F, Pancucci-Papadopoulou MA, Espla AR, Salas C, Martin GS, Sfriso A, Streftaris N, Verlaque M (2012). Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr Mar Sci* 13: 328–352.