



PROGETTO n. 9 A 8 - Convenzione del 4 luglio 2019, stipulata dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali con l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente – Arpa Sicilia, avente ad oggetto attività a supporto della politica nazionale relativamente *“all'impatto generato dai rifiuti marini a livello micro sugli habitat marini e sull'uso generale della risorsa mare”* in linea con quanto previsto dalla Direttiva Quadro per la Strategia Marina in tema di protezione dell'ambiente marino e ripristino degli ecosistemi che abbiano subito impatti derivanti dall'attività di pesca. CUP J84I19001140007.

RELAZIONE TECNICA CONCLUSIVA

Rev. 13 dicembre 2022

Relazione a cura di:

dott. Vincenzo RUVOLO – ARPA Sicilia – Responsabile del Progetto

dott. Salvatore CAMPANELLA – ARPA Sicilia

dott. Benedetto SIRCHIA – ARPA Sicilia

dott.ssa Giuseppina MARINO – ARPA Sicilia

dott.ssa Angela CUTTITTA – CNR - IsMed

dott.ssa Tiziana MASULLO – CNR - IsMed

dott.ssa Marianna MUSCO – CNR – IsMed

dott. Carmelo Bennici – CNR – IsMed

dott. Marco Torri – CNR – IsMed

dott.ssa Marilena Di Natale – CNR – IsMed

dott.ssa Stefania Russo – CNR – IsMed

dott.ssa Stefania Bertolazzi – CNR – IsMed

dott.ssa Donatella Spera – CNR – IsMed

dott. Vito Pipitone – CNR – IsMed

dott. Salvatore Aronica – IAS – CNR

dott. Gualtiero Basilone– IAS – CNR

dott. Angelo Bonanno– IAS – CNR

dott.ssa Rosalia Ferreri– IAS – CNR

dott. Simona Genovese– IAS – CNR

dott. Maurizio Pulizzi– IAS – CNR

dott.ssa Antonella Gargano– IAS – CNR

dott. Antonino Di Maria– IAS – CNR

dott. Pietro Calandrino– IAS – CNR

dott. Ignazio Fontana– IAS – CNR

dott. Giovanni Giacalone– IAS – CNR

Sommario

Introduzione e scopo del progetto	6
Collaborazioni attivate	9
Mezzi nautici utilizzati per le attività in mare	10
Matrici ambientali indagate	13
Piano di Campionamento	14
Parametri ambientali a supporto	16
Elementi fisico chimici	16
Nutrienti	17
TRIX	18
Fitoplancton	19
Mesozooplancton	20
Ittioplancton	22
Microplastiche nella matrice acqua	24
Sedimenti: meiobenthos	26
Meiozoobenthos	26
Biota: Necton e specie di interesse commerciale	29
Analisi statistiche	41
Analisi economica	42
RISULTATI	44
Elementi fisico chimici	44
“Isole Egadi”	44
“Augusta”	51
“Licata”	53
“Sciacca”	55
Concentrazione di nutrienti disciolti e totali nelle acque costiere superficiali	58
“Isole Egadi”	58
“Campofelice di Roccella”	61

“Milazzo”	64
“Augusta”	67
Licata.....	70
Sciacca - Capo San Marco.	72
TRIX (Indice trofico) (DM 260/2010)	75
Abbondanza delle microplastiche nelle acque siciliane in ambiente marino a livello superficiale	76
Elaborazione dati Manta	76
Caratterizzazione morfologica delle plastiche.....	77
Caratterizzazione chimica delle microplastiche	83
Analisi dati Fitoplancton.....	93
Indici di diversità.....	101
Analisi dei dati di Mesozooplancton	104
Indici di diversità.....	109
Risultati ittioplancton	112
Analisi dati meiobenthos.....	124
Correlazione tra le microplastiche nel sedimento e i foraminiferi bentonici.....	127
Analisi dati microplastiche in specie ittiche e di interesse commerciale	129
Isole Egadi.....	129
Campofelice di Roccella.....	131
Milazzo.....	133
Sciacca	135
Augusta	136
Licata.....	137
Indagini sulla distribuzione delle microplastiche in funzione delle correnti marine superficiali rilevate dalla rete radar HF dei progetti “Calypso”	141
Conclusioni e discussioni generali	148
Analisi delle plastiche	148
Analisi delle microplastiche nei pesci.....	150

Analisi dati economici.....	150
Bibliografia.....	160

Introduzione e scopo del progetto

Le attività del presente progetto sono state effettuate in esecuzione della convenzione sottoscritta tra il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari, Forestali e del Turismo – Dipartimento delle politiche competitive della qualità agroalimentari, ippiche e della pesca – Direzione Generale della pesca marittima e dell’acquacoltura. PEMAC, e l’Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente della Sicilia - ARPA Sicilia.

Nel Luglio del 2019, infatti, tra i 2 Enti è stato sottoscritto un Accordo di collaborazione, recepito con DDG n. 367/2019 poi integrato con DDG n. 64/2020, con lo scopo di realizzare uno studio di caratterizzazione di dettaglio della distribuzione delle micro e macroplastiche presenti in alcuni tratti di mare della costa siciliana, con lo scopo di indagare il loro impatto su talune componenti ecologiche quali la fauna ittica.

Il progetto si poneva degli obiettivi di approfondimento complementare delle attività già svolte dall’Agenzia Siciliana in materia di monitoraggio delle microplastiche in mare, derivanti dall’attuazione della Direttiva Quadro 2008/56/CE.

La Direttiva Quadro 2008/56/CE sulla strategia per l’ambiente marino, successivamente recepita in Italia con il D.lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010 che ha introdotto un approccio integrato per dare agli Stati membri strumenti metodologici finalizzati a raggiungere entro il 2020 il buono stato ambientale (GES, “Good Environmental Status”) per le proprie acque marine.

L’Italia, per il tramite del Ministero dell’Ambiente, della Tutela del territorio e del Mare, in cooperazione con ISPRA e il contributo operativo e territoriale delle Agenzie Regionali per la Protezione dell’Ambiente, ha realizzato in questi anni diversi piani operativi delle attività finalizzati a raccogliere le informazioni inerenti i Descrittori indicati dalla Direttiva per il raggiungimento del Buono Stato Ambientale.

Tra questi, il descrittore 10 è specificatamente rivolto ai rifiuti marini, indagati sia come rifiuti spiaggiati, sia come rifiuti dispersi in mare.

Tra questi ultimi particolare attenzione raccolgono quelli ormai noti come “microplastiche” poiché costituiti da particelle che avendo una dimensione relativamente piccola rispetto agli altri rifiuti flottanti (dimensioni superiori ai 300 micron e fino a 5 mm, Arthur, Baker, & Bamford, 2009) hanno possibilità di essere ingeriti o inglobati in organismi marini, oltrech  dispersi e trasportati dalle correnti marine.

Nei monitoraggi effettuati nell’ambito dei Piani Operativi delle Attività della Strategia marina, la presenza di microplastiche è stata segnalata su spiagge, fondali e acqua di mare.

Le indagini fin qui effettuate sulle microplastiche si sono limitate alla determinazione della loro distribuzione superficiale in acque di mare e alla loro caratterizzazione dal punto di vista morfologico (forma e colore). Non

sono state, ad oggi, raccolte informazioni standardizzate e sistematiche inerenti la caratterizzazione chimica dei polimeri che le costituiscono.

D'altra parte, diversi studi hanno evidenziato come le microplastiche sono state trovate in molte specie marine, dallo zooplancton agli invertebrati, pesci, uccelli marini e mammiferi marini (Boerger, Lattin, Moore, & Moore, 2010; Lusher, McHugh, & Thompson, 2013; Codina-García, Militão, Moreno, & González-Soberón, 2013; DiBeneditto & Ramos, 2014).

Infatti, dopo aver raggiunto l'ambiente marino, i materiali polimerici sono soggetti a degrado attraverso processi quali ossidazione termica, degradazione foto catalizzata, biodegradazione e idrolisi (Hammer et al., 2012). Le microplastiche entrano nell'ambiente marino come pellet di riproduzione (microplastiche primarie) o derivano dalla rottura di oggetti più grandi già presenti come rifiuti marini nel sistema marino costiero (microplastiche secondarie) (Andrady, 2011; Cole, Lindeque, Halsband e Galloway, 2011; CIESM, 2014).

Le microplastiche vengono assunte mediante filtrazione dagli organismi alla base della rete alimentare (Cole et al., 2013) e trasferimento del livello trofico (Setälä, Fleming-Lehtinen, & Lehtiniemi, 2014; Farrell e Nelson, 2013). Le preoccupazioni sulla tossicità sono sollevate dall'ingestione di pellet e frammenti di plastica degradati, poiché la plastica è nota per adsorbire sostanze inquinanti idrofobiche. La potenziale biodisponibilità aggiunta alle materie plastiche durante la produzione, oltre a quelle assorbite dall'ambiente, sono questioni complesse che meritano un'indagine più approfondita.

Si comprende bene, quindi, come la presenza di microplastiche ha importanti ricadute sulla disponibilità e qualità delle risorse ittiche poiché, come prima riportato, gli organismi marini interagiscono con queste particelle con implicazioni tanto maggiori quanto più piccole sono le loro dimensioni.

Sulla base di tali premesse il progetto si prefigge di accrescere il livello di conoscenza attualmente disponibile in materia di indagini sulle microplastiche disperse in ambiente marino, aggiungendo – con specifico riferimento a particelle anche inferiori ai $100\mu\text{m}$ attesa la loro importanza tossicologica nella catena trofica - la caratterizzazione chimica dei polimeri costituenti le particelle quale parametro ulteriore rispetto alla semplice descrizione morfologica attualmente derivante dai piani di monitoraggio attuativi della Direttiva sulla Strategia Marina.

Oltre alle indagini sulla matrice acquosa è stata prevista la realizzazione di campagne di campionamento di vari organismi marini al fine di determinare la presenza e concentrazione di particelle di natura antropica con dimensioni inferiori ai $100\mu\text{m}$, prevedendo anche la loro individuazione chimica-

La tecnica analitica che consente di ottenere il dettaglio delle informazioni prima rappresentate si basa sulla microscopia ottica abbinata alla spettroscopia all'infrarosso.

Tale tecnica consente infatti, attraverso la realizzazione di una mappatura ottica ad altissima definizione di un campione di micro particelle, l'identificazione delle singole unità individuate con una caratterizzazione spettroscopica ottenuta mediante spettrometria all'infrarosso delle medesime (range spettrale dell'"impronta digitale" del polimero trovato fino a 675 cm^{-1}).

Collaborazioni attivate

Atteso l'ampio ambito di competenze necessarie alla realizzazione delle attività progettuali, ARPA Sicilia ha ritenuto di attivare delle ulteriori convenzioni con 2 istituti del CNR di comprovata esperienza in diverse e differenti tematiche di interesse progettuale e precisamente:

- una convenzione con ISMed - Istituto di studi sul Mediterraneo - CNR, formalizzata con DDG ARPA n. 275/2020;
- una convenzione con l'Istituto per lo studio degli impatti Antropici e Sostenibilità in ambiente marino (IAS), formalizzata con DDG ARPA n. 448/2020.

Ciascuno dei 2 istituti, con proprio personale, mezzi e apparecchiature, ha cooperato in sinergia con ARPA Sicilia alla realizzazione di specifiche attività progettuali, in modo autonomo e congiunto con gli altri partner.

Mezzi nautici utilizzati per le attività in mare

Le fasi di campionamento in mare delle diverse matrici indagate sono state svolte a mezzo dell'uso delle seguenti unità navali:

M/N ***Calypso South***, CT 2884, di proprietà di ARPA Sicilia dalle seguenti caratteristiche tecniche:

lunghezza f.t.	22.70m
Larghezza	6.00m
pescaggio min/max	2.50
Stazza	49 GT



M/N Teti PA 3912 di proprietà di ARPA Sicilia

lunghezza f.t.	13.50m
Larghezza	3.90m
pescaggio min/max	1.10
Stazza	12.50 GT



N/O G. Dallaporta di proprietà del CNR

lunghezza f.t.	35.70m
Larghezza	7.67m
pescaggio min/max	3.0-3.5
Stazza	286 GT



Matrici ambientali indagate

Come verrà dettagliatamente descritto nel seguito della presente relazione, le analisi sulle microplastiche, effettuate tramite le diverse tecniche di seguito descritte in dettaglio, sono state eseguite su campioni appartenenti alle seguenti matrici:

- Acqua
- Sedimenti
- Biota

Per ciascuna di esse sono stati elaborati dei piani di campionamento che hanno tenuto in considerazione tutti i parametri che possono avere avuto significativa influenza sulla distribuzione delle microplastiche nelle zone di studio (localizzazione delle aree, stagionalità, frequenza e specie).

Piano di Campionamento

Le aree di studio e nella fattispecie le Isole Egadi (TP), Campofelice di Roccella (PA), Milazzo (ME), Augusta (SR), Licata (AG) e Sciacca (AG), sono state selezionate in quanto sensibili a problematiche ambientali quali: presenza di complessi industriali, apporto di acque dolci, centri abitati, accertata presenza (tramite campionamenti pregressi) di microplastiche e la presenza di marinerie con rilevante sforzo di pesca.

Per ciascuno di questi siti, il campionamento della matrice acqua e del biota (plancton), condotto stagionalmente e per tutta la durata del progetto (2020-2021), è stato effettuato su 3 stazioni distanti 0,5 MN, 1,5 MN e 6 MN dalla costa e comunque entro i 100 m di profondità. Per la matrice sedimento si è effettuato un campionamento annuale (2021) su un'unica stazione con sabbie fangose di tipo VTC entro i 50 m di profondità (Tabella 1; Figura1).

Le attività sono state condotte a bordo di M/N *Calypso* in dotazione all'ARPA Sicilia UOC Area Mare e su N/O *G. Dalla Porta* in dotazione al CNR, mediante il coinvolgimento del personale afferente a entrambe le strutture.

Relativamente alla matrice acqua sono stati misurati i parametri chimico fisici (tramite sonda multiparametrica), e sono stati prelevati i campioni per le analisi dei nutrienti, mediante bottiglia di tipo Niskin, e quelli per le microplastiche, mediante rete Manta (Tabella 1; Figura 1).

I risultati relativi ai diversi parametri ambientali investigati sono stati utilizzati a supporto della caratterizzazione stagionale della matrice acquosa nonché nello studio delle relazioni tra la presenza e la tipologia delle microplastiche rilevate nella colonna d'acqua con le caratteristiche geomorfologiche e fisico chimiche dei siti.

Il campionamento del sedimento è stato effettuato mediante box corer e predisposto per la raccolta e conservazione di carote da utilizzare per l'analisi ecologica dell'associazione meiobentonica a foraminiferi, in relazione alla relativa abbondanza e tipologia di plastiche rinvenute nel sedimento.

La componente fitoplanctonica del biota è stata campionata tramite Niskin, quella del mesozooplancton tramite rete WP2, quella dell'ittioplancton tramite rete Bongo 40/90. Sulle specie campionate è stato condotto il riconoscimento tassonomico e valutata l'abbondanza in relazione alle caratteristiche del sito, della stagionalità e della presenza/assenza di microplastiche nella colonna d'acqua.

La componente nectonica del biota, è stata fornita con cadenza stagionale dalla ditta C.S.R. Pesca, mediante affidamento per la fornitura di campioni di pescato, trasporto e consegna con D.D.G. n. 389 del 15/09/2021 nell'ambito della collaborazione ARPA Sicilia-MIPAAF.

Le specie di interesse commerciale, *Engraulis encrasicolus*/*Sardina pilchardus*, *Parapenaeus longirostris*, *Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius* e *Todarodes sagittatus* sono state acquistate allo sbarco presso le marinerie identificate nelle aree oggetto di studio, aree deputate a differenti attività di pesca quali: lo strascico, la piccola pesca artigianale e la circuizione. Parallelamente, con cadenza stagionale, si è proceduto all’acquisto di specie di molluschi (*Mytilus galloprovincialis*) e specie ittiche provenienti da allevamenti siciliani (*Dicentrarchus labrax*).

Sulle specie selezionate ed in particolare nei contenuti stomacali del tratto gastro/intestinale si è condotta l’analisi quali/quantitativa delle microplastiche al fine di valutarne le variazioni in composizione e numero in relazione alla stagionalità del campionamento e al differente livello di impatto su ciascun sito di provenienza. Ad implementazione di tale studio sono stati anche correlati i risultati relativi all’effetto delle microplastiche sul biota ai fattori di sviluppo economico e sociale nell’area del Mediterraneo.

Matrice	Stazione	MN	Isole Egadi			Campofelice di Roccella			Milazzo			Augusta			Licata			Sciacca		
			Lat N	Long E	Prof.	Lat N	Long E	Prof.	Lat N	Long E	Prof.	Lat N	Long E	Prof.	Lat N	Long E	Prof.	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,938243	12,472482	6,5	37,997000	13,853000	9,5	38,215310	15,279790	42,50 m	37,261790	15,251510	45,6 m	37,100500	13,983560	6,8	37,508081	13,004472	14,2
	B	1,5	37,94224	12,45546	14	38,01252	13,84445	22,5 m	38,23603	15,28319	218 m	37,26516	15,27405	231 m	37,08795	13,98385	10	37,50318	12,987335	25
	C	6	37,9668	12,36195	40,5	38,08217	13,80711	131 m	38,30699	15,27874	700 m	37,28009	15,37424	1000 m	36,99893	13,98487	61	37,48432	12,8925	55
Sedimento	Unica	-	-	-	-	37,997000	13,853000	6 m	38,219500	15,168110	30 m	37,324770	15,266770	45,6 m	37,0878	13,9837	10	37,50235	12,99366	25

Tabella 1: Aree di studio con relative stazioni di campionamento (acqua,biota e sedimento), coordinate geografiche in gradi decimali (WGS84), distanza dalla linea di costa, profondità della stazione.



Figura 1: Mappa delle stazioni di campionamento per ciascuna area di studio

Parametri ambientali a supporto

Elementi fisico chimici

Mediante sonda multiparametrica *Idronaut Ocean Seven 316 plus* sono stati acquisiti *in situ*, lungo tutta la colonna d'acqua, i principali parametri fisico-chimici quali: pressione, temperatura, conducibilità (salinità), pH, ossigeno %, ossigeno mg/L, salinità e fluorescenza (*clorofilla "a"*).

I dati registrati dai sensori, posti alla base della sonda, sono trasmessi attraverso un cavo armato al computer di bordo. La sonda è stata calata, con l'aiuto di un verricello, in posizione verticale e ad una velocità costante. In ciascuna stazione di campionamento, sono stati acquisiti, fino alla profondità massima di 50 metri, i profili verticali con intervalli di un metro di profondità, dalla superficie (profondità di 50 cm) fino a mezzo metro dal fondo, al fine di individuare gli stati di stabilità ed instabilità della colonna d'acqua, le stratificazioni termiche (termoclini) e saline (aloclini), nonché gli stati anossici e/o ipossici che si possono verificare a livello del fondale.

Nelle stesse stazioni sono state effettuate anche misure di trasparenza mediante disco di Secchi.

Nutrienti

I campioni d'acqua di mare per l'analisi dei nutrienti, prelevati in superficie mediante bottiglia Niskin in ciascuna delle stazioni di ogni area di studio, sono stati sottoposti a filtrazione in campo su filtri in nitrato di cellulosa con porosità nominale 0,45 μm . L'analisi condotta in laboratorio, per la rilevazione delle concentrazioni di ammoniaca, nitriti, nitrati, fosfati, fosforo e azoto totale e silicati è stata effettuata mediante le seguenti metodologie:

- Metodica ICRAM: Acqua scheda 4 - Ortofosfati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-031-04 Rev. 1
- Metodica ICRAM: Acqua scheda 5 - Nitriti - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-030-04 Rev. 2
- Metodica ICRAM: Acqua scheda 6 - Nitrati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-035-04 Rev. 4
- Metodica ICRAM: Acqua scheda 7 - Ammoniaca - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-033-04 Rev. 1
- Metodica ICRAM: Acqua scheda 8 - Silicati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-038-04 Rev. 0
- Metodica ICRAM: Acqua scheda 9 - Azoto e fosforo totali - riadattata per l'uso di autoanalyzer, più precisamente dopo digestione N totale letto con Method No. Q-035-04 Rev. 4 e P totale letto con Method No. Q-031-04 Rev. 1

TRIX

Per il calcolo dell'Indice sintetico TRIX (TRophic IndeX) sono utilizzati l'ossigeno disciolto, i nutrienti e la clorofilla "a", al fine di misurare il livello trofico degli ambienti marino-costieri e per segnalare scostamenti significativi dalle condizioni di trofia tipiche di aree naturalmente a basso livello trofico.

L'algoritmo utilizzato per il calcolo è il seguente:

$$\text{TRIX} = [\text{Log}_{10}(\text{Cha} \cdot \text{OD\%} \cdot \text{N} \cdot \text{P}) + 1,5] / 1,2$$

Dove:

Cha = clorofilla "a" in $\mu\text{g/l}$ misurata alla profondità di 1m;

OD% = ossigeno disciolto alla superficie, espresso in percentuale, come deviazione in valore assoluto dalla saturazione;

N = N ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_3$) espresso in $\mu\text{g/l}$;

P = fosforo totale in $\mu\text{g/l}$.

Numericamente il valore TRIX può variare da 0 a 10, andando dalla oligotrofia (0: acque scarsamente produttive tipiche del mare aperto) alla ipertrofia (10: acque fortemente produttive tipiche di aree costiere eutrofizzate).

Fitoplancton

Il fitoplancton, poiché direttamente coinvolto nell'arricchimento dei nutrienti, permette di valutare la produttività primaria degli ecosistemi fornendo una serie di informazioni relative al flusso di energia e di materia tra gli organismi, agli impatti a breve termine e di conseguenza ai cambiamenti dello stato trofico in ambiente marino. Mutamenti sulla biomassa fitoplanctonica comprometterebbero il funzionamento e la struttura dell'intero ecosistema. Tra i fattori che modificano la composizione tassonomica del fitoplancton ci sono: l'intensità della radiazione solare, la concentrazione di nutrienti, la presenza di predatori, l'inquinamento, la salinità, le correnti, ecc. In base a questi fattori si rilevano anche cambiamenti a livello quali/quantitativo delle specie presenti, dato che molte di queste specie sono sensibili alle condizioni ambientali.

In ciascuno dei siti nelle 3 stazioni distanti 0,5 MN, 1.5 MN e 6 MN dalla costa, sono stati prelevati campioni di acqua sub-superficiali (0.5 m di profondità) mediante bottiglia Niskin, per la determinazione tassonomica delle specie fitoplanctoniche e l'analisi in termini di composizione ed abbondanza (cell/L) ed effettuata la stima della biomassa attraverso la concentrazione della clorofilla "a", utilizzata come indicatore della biomassa fitoplanctonica. A supporto delle analisi condotte sono stati rilevati parametri fisico-chimici quali la temperatura, salinità, ossigeno disciolto, nutrienti, trasparenza, pH e clorofilla (mg/m³).

Per l'analisi qualitativa sono stati presi in considerazione i gruppi tassonomici Diatomee e Dinoficee, all'interno dei quali esistono 33 specie che possono essere responsabili di "fioriture" ed il gruppo "Altro fitoplancton" costituito dal fitoplancton marino (fitoflagellati e non). A questo fanno capo i Phyla Charophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria, Euglenozoa, Haptophyta, Heterokontophyta, Ochrophyta, e alcuni *taxa* appartenenti a Protozoa. Per "Altro fitoplancton" si intendono principalmente gli organismi appartenenti alla classe dimensionale del nano-fitoplancton (2-20µm) che spesso rappresentano una frazione elevata della popolazione microalgale totale e in determinate occasioni possono generare *blooms* con conseguente alterazione delle caratteristiche delle acque.

Mesozooplankton

Lo zooplankton rappresenta l'anello fondamentale della catena trofica in mare in quanto permette il trasferimento di materia ed energia dai produttori primari ai consumatori primari e secondari contribuendo inoltre all'arricchimento in sostanza organica attraverso i prodotti di escrezione o mediante gli organismi stessi che a conclusione del loro ciclo vitale si depositano sul fondale marino divenendo materia organica per gli organismi del comparto bentonico.

E' costituito da organismi liberamente natanti che possono realizzare il proprio ciclo vitale interamente lungo la colonna d'acqua (Oloplankton) o solo in una fase del ciclo vitale (Meroplankton), solitamente durante la fase larvale, per poi evolvere alla fase adulta come organismo nectonico o bentonico.

La classificazione può essere fatta in base a criteri dimensionali, infatti lo zooplankton presenta dimensioni generalmente comprese tra meno di 20 μm e i 20 cm, in particolare il mesozooplankton è costituito da organismi di dimensioni comprese tra i 200 μm e 2 cm, appartenenti a diversi phyla animali sia in forma larvale che adulta. I principali gruppi in cui viene suddiviso il mesozooplankton sono:

- Cladoceri: crostacei di piccole dimensioni essenzialmente filtratori
- Copepodi: crostacei sospensivori e predatori, che vivono a tutte le profondità e costituiscono la parte preponderante del mesozooplankton
- Altro Mesozooplankton: organismi marini (comprese le forme larvali) appartenenti a vari phyla animali non appartenenti ai gruppi dei Cladoceri e dei Copepodi.

I campionamenti sono stati realizzati mediante rete da plancton standard di tipo WP2 verticale (diametro 57 cm, lunghezza 260 cm, con vuoto di maglia di 200 μm , munita di flussimetro) ad una profondità massima di 50 metri, con velocità di circa 1 m/s, al fine di ottenere il campionamento su circa 20 - 40 m^3 di acqua (Figura 2-A).

I campioni sono stati quindi raccolti in contenitori di vetro, fissati con etanolo al 70% e glicerina al 5%, etichettati e conservati in frigo a 5 °C. Quindi si è proceduto ad eseguire le analisi quali-quantitative con l'elaborazione delle liste delle specie e relative abbondanze nonché le misure per la definizione dello spettro dimensionale relative alle 3 classi dimensionali 200-1000 μm , 1000-2000 μm e >2000 μm .

Tali indagini sono state realizzate mediante microscopio invertito equipaggiato di fotocamera digitale e sistema software di acquisizione ed elaborazione immagini (Figura 2 - B e C).

L'esecuzione dei campionamenti in campo, delle analisi quali-quantitative, delle misure dello spettro dimensionale sono state condotte secondo quanto prescritto nelle schede metodologiche:

- "Metodologie Analitiche di Riferimento", ICRAM, 2001
- "Metodologie di studio del plancton marino", ISPRA & SIBM, 56/2010

- “Zooplankton Methodology Manual”, ICES, 2000.

Per le determinazioni qualitative e l'identificazione tassonomica delle specie e dei taxa sono state utilizzate le seguenti chiavi di determinazione:

- Guida al Riconoscimento del Plancton dei Mari Italiani - Zooplankton Neritico, ICRAM MATTM, 2006
- Faune de France - 26 Copepodes pelagique, M. Rose, 1933
- <http://www.copepodes.obs-banyuls.fr> (sito web on line)
- <http://www.marinespecies.org> (sito web on line)

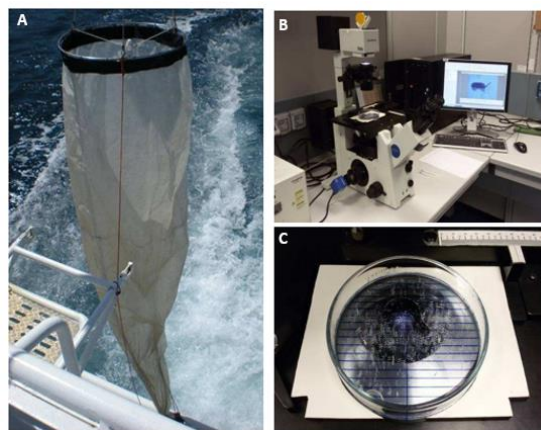


Figura 2 - Campionatore WP2 (A), microscopio invertito (B), campione da osservare (C).

Ittioplancton

Lo studio delle popolazioni ittioplanctoniche è riconosciuto ormai su scala internazionale quale indice di rilevanza fondamentale per l'analisi della biodiversità e per la qualità degli ecosistemi marini.

La caratterizzazione specie specifica e l'analisi quantitativa del popolamento ittioplanctonico di una determinata area di studio, associata alle specifiche condizioni oceanografiche, è in grado di fornire importanti informazioni sia sulle specie ittiche che si riproducono localmente che su specie che depongono al di fuori dell'area di studio. Infatti, numerose specie mesopelagiche e pelagiche che trascorrono gran parte del loro ciclo biologico in acque profonde o a largo, frequentemente scelgono per la riproduzione e per lo sviluppo successivo delle uova e delle larve, determinate aree costiere che, grazie a particolari condizioni oceanografiche, costituiscono l'ambiente ideale alla conservazione e crescita dei prodotti della deposizione.

Una volta ottenute tali informazioni, il secondo obiettivo è stato quello di individuare l'influenza stagionale sulle specie e sulle abbondanze specifiche dei popolamenti larvali, correlando la variazione dei suddetti parametri di carattere biologico con la variabilità dei principali parametri oceanografici durante l'anno.

Il campionamento è stato effettuato mediante retini planctonici: Bongo 40 e Bongo 90.

BONGO 40

Il Bongo è composto da due cilindri chiamati "bocche" in acciaio inox, ciascuna di diametro 40 cm (Figura 3), tenute insieme e parallele tra loro. In ognuna delle bocche è montato un retino a forma di cono lungo circa 2,5 m, con maglia da 200 μ . All'estremità di ogni retino è presente un cilindro in plexiglass chiamato "bicchiere" che serve da supporto per il montaggio di un piccolo spezzone di maglia sempre da 200 μ m nel quale si raccoglie il campione di plancton. Nella parte centrale di ogni bocca è montato un "flussimetro" in grado di misurare il volume d'acqua filtrato. Per far sì che lo strumento riesca a raggiungere la profondità desiderata viene montata una deriva idrodinamica, ovvero un peso in acciaio di 25 Kg, chiamato depressore.



Figura 3 - Campionatore Bongo 40 con depressore

Il Bongo viene trainato in orizzontale ad una velocità di 2 nodi e man mano fatto scendere in profondità con una velocità di 0,75 m/s; una volta arrivato alla profondità desiderata viene stabilizzato per 30 s, tempo sufficiente per permettere allo strumento di posizionarsi alla giusta profondità, dopodiché viene fatto risalire con una velocità di 0,33 m/s. Le cale Bongo 40 pertanto, dalla combinazione della velocità orizzontale e verticale simultanea, risultano oblique e vengono effettuate da 100 m di profondità alla superficie. Il cavo in acciaio che sostiene tutta la struttura deve mantenere sempre un angolo ideale con la superficie del mare di 45°. Rispettando tale angolo, che viene misurato ogni 20 m di cavo rilasciato utilizzando un goniometro, è possibile calcolare con buona approssimazione la profondità a cui arriverà lo strumento.

BONGO 90

E' un campionatore identico al Bongo 40, la differenza strutturale consiste nelle dimensioni delle bocche che in questo caso sono di 90 cm e per la larghezza della maglia rete che in questo caso è di 1700 μm . A differenza del Bongo 40, che viene fatto scendere fino in profondità, il Bongo 90, utilizzato per il campionamento di larve di tunnidi e carangidi caratterizzate da una densità più bassa, viene portato alla profondità del termoclino, fatto stabilizzare e poi fatto risalire. Le velocità di discesa e risalita sono uguali al Bongo 40. Il bicchiere per la raccolta del campione posto nella parte terminale di ogni rete presenta un retino incorporato da 800 μm che serve a separare il campione dall'acqua.

In entrambe le tecniche di campionamento, i campioni una volta prelevati sono conservati in alcool 70% e poi osservati al microscopio per il riconoscimento tassonomico.

Microplastiche nella matrice acqua

In corrispondenza del punto di inizio del campionamento delle microplastiche sono state rilevate le variabili chimico-fisiche mediante sonda multiparametrica. La conoscenza di queste informazioni è importante visto che le microplastiche, date le loro caratteristiche di dimensioni, peso e densità relativa, tendono ad accumularsi principalmente in superficie, ma anche nella zona basale del termoclino.

Il campionamento è stato effettuato su tutte le stazioni di ogni area di studio, tramite un retino di tipo "Manta" lasciato in galleggiamento con una cima alla distanza di 50-70 m dall'imbarcazione (Figura 4).

Si è proceduto così al campionamento in ogni stazione trainando la rete per 20 minuti, a velocità intorno a 2 nodi, in senso opposto alla corrente superficiale o comunque alla direzione del vento. Per ogni retinata sono state rilevate le coordinate GPS di inizio e fine campionamento. Al termine del campionamento il retino è stato issato a bordo ed è stato registrato il numero di giri riportati sul flussimetro.

Successivamente il retino viene lavato con acqua di mare a pressione dalla bocca verso il bicchiere in modo da convogliare eventuale materiale presente verso la parte finale della rete. Una volta staccato dalla rete il contenuto del bicchiere viene trasferito in opportuni barattoli con alcool al 70% per la successiva analisi in laboratorio. In laboratorio ciascun campione è stato processato con l'utilizzo di una serie composta da due setacci da 5 mm e 300 μ m recuperando le microplastiche in un recipiente (becker) con acqua distillata. Successivamente si procede alla separazione e identificazione dei diversi frammenti su piastra Petri con fondo retinato con l'utilizzo di uno stereomicroscopio (Figura 5).

Le microplastiche così identificate sono state suddivise in base alla forma (sfera, filamento, frammento, foglio) e al colore (bianche, nere, rosse, blu, verdi, altro colore, trasparenti).

Le concentrazioni di microplastiche, per forma e per colore, sono state espresse come numero di oggetti per m² di superficie campionata.

Inoltre, le microplastiche selezionate sono state posizionate su filtro di silicio e caratterizzate qualitativamente mediante micro spettroscopia FT-IR.

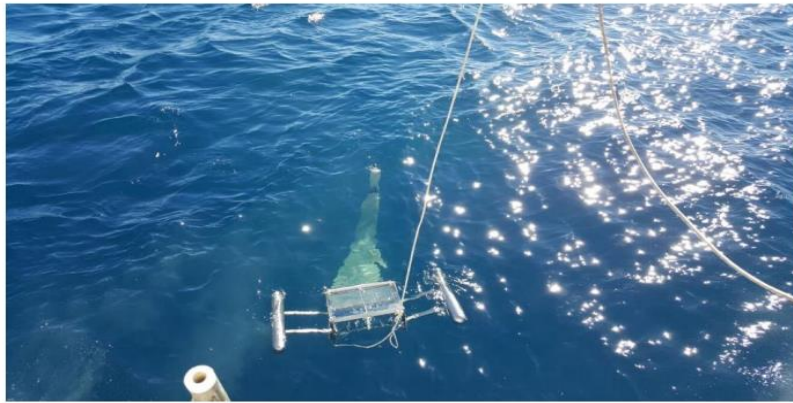


Figura 4 - Campionatore Manta



Figura 5 - Microplastiche isolate allo stereomicroscopio

Sedimenti: meiobenthos

Meiozoobenthos

I foraminiferi bentonici sono organismi unicellulari di grandissima rilevanza ecologica per via della loro ampia distribuzione in tutti i fondali marini ed oceanici, l'ampio numero di specie, la loro abbondanza e presenza sulla superficie ed all'interno dei primi centimetri di sedimento marino, la loro capacità di costituire un guscio carbonatico e la loro sensibilità alle variazioni ambientali. Queste caratteristiche comportano 3 importantissime funzioni dei foraminiferi all'interno degli ecosistemi marini: 1) funzione litogenica; 2) funzione trofica; 3) funzione di bioindicatore ecologico.

Dalla recente attenzione posta sul destino delle plastiche in mare e sulla loro interferenza col biota sono emersi diversi studi, alcuni dei quali dimostrano, attraverso esperimenti di laboratorio, la capacità dei foraminiferi di inglobare microframmenti di plastica all'interno della cellula e includerli nel guscio, comportandone la morte.

La scomparsa delle specie più sensibili in primis e di quelle più tolleranti a seguire, comporterebbe una perdita di biodiversità ed abbondanza dei foraminiferi stessi, con importanti conseguenze a cascata su tutto l'ecosistema marino. Per questo motivo è di fondamentale importanza monitorare la presenza delle plastiche nel fondale marino in relazione alla presenza, abbondanza e diversità dei foraminiferi bentonici, così da quantificare l'effettiva biodisponibilità e mobilitazione delle microplastiche per gli organismi marini a partire dai primissimi livelli trofici.

Il campionatore elettivo per il prelievo dei foraminiferi bentonici è il box-corer, strumento a gravità e chiusura a ghigliottina che consente di recuperare campioni di circa 20-30 cm di sedimento "indisturbato", ovvero mantenendone inalterata la stratigrafia.

E' costituito da una scatola di acciaio inossidabile a base quadrata, aperta sul lato inferiore, circondata da una struttura metallica che ne aumenta la stabilità e la penetrazione nel sedimento. La tecnica di campionamento con box-corer è fortemente limitata dalla tipologia di sedimento da campionare: questo deve essere fine (sabbia e fango) e le pendenze del fondo marino devono essere modeste.

Il box-corer viene fatto scendere in acqua ad una velocità costante di circa 1 m/s. Quando raggiunge il fondo, i pesi che sormontano la scatola la fanno sprofondare nel sedimento e grazie alla chiusura a ghigliottina il campione rimane al suo interno. Una volta recuperato a bordo, viene aperta la parte alta della scatola ed inserite 4 carote da 25 cm di lunghezza e 8 cm di diametro contemporaneamente e con egual pressione, al fine di evitare che la spinta di una stravolga la stratigrafia del sedimento nelle altre. Dopodiché le carote vengono tappate, sigillate e conservate a +5°C in posizione verticale così da mantenere la stratigrafia.

Il sedimento marino prelevato tramite box-corer è stato suddiviso a bordo in 4 subcampioni, avendo cura di preservare l'acqua presente all'interfaccia col sedimento e la stratigrafia del sedimento stesso. Una volta in laboratorio, è stato conservato ad una temperatura di +5°C per un tempo massimo di 24 h. Successivamente ciascun sub campione è stato sezionato in fette da 1 cm di altezza e 8 cm di diametro, di cui sono state conservate, ai fini delle analisi, le sezioni: 1) top sediment e acqua interfaccia 1 cm di profondità; 2) 1-2 cm di profondità; 3) 2-3 cm di profondità. Ciascuna sezione è stata conservata in barattoli di vetro con tappo in alluminio, precedentemente detersi, bolliti e sciacquati con acqua distillata e successivamente con metanolo.

Ciascun centimetro delle repliche destinate all'analisi ecologica dei foraminiferi è stato immerso in 50 ml di soluzione alcolica di Rosa Bengala (1g/L), pari al volume del campione, e conservato ad una temperatura di +5°C in attesa di essere analizzato. Il Rosa Bengala è un colorante che si attacca alla sostanza organica conferendole una colorazione rosa brillante, e dando così un'indicazione sufficientemente accurata sulle cenosi viventi al momento del campionamento. L'analisi dei campioni può avvenire solo dopo 14 giorni dalla colorazione, così che il colore si fissi su tutta la sostanza organica presente (Lutze e Altenbach, 1991) .

Il sedimento è stato successivamente lavato mediante due setacci in acciaio inox di maglia 63 e 125 μm (Figura 6), ed è stata osservata la frazione $\geq 125\mu\text{m}$ per l'analisi dei foraminiferi bentonici, in modo da escludere le forme giovanili e quelle soggette ad un maggiore trasporto ad opera delle correnti (Schönfeld *et al.*, 2012).

Il riconoscimento degli individui è stato effettuato a livello specifico, seguendo la classificazione di Loeblick e Tappan (1964) ed i successivi lavori di Jorissen (1988), Albani e Serandrei Barbero (1990), Cimerman e Langer (1991), e Sgarrella e Moncharmont-Zei (1993).

La biodiversità della fauna è stata descritta tramite l'utilizzo dei seguenti indici:

1) Indice di Margalef, che descrive la ricchezza specifica; 2) Total Foraminiferal Number (TFN), che descrive la densità di popolazione; 3) Indice di diversità di Shannon-Wiener (H' - 1949) e 4) Indice di equitabilità di Pielou (J - 1966).



Figura 6 - Lavaggio sedimento con setaccio per recupero foraminiferi e esemplare di foraminifero (colore rosso)

Le repliche destinate all'analisi delle plastiche nel sedimento sono state immediatamente congelate ad una temperatura di -20°C, fino alla loro analisi.

La preparazione dei campioni di sedimento destinati all'analisi delle plastiche ha seguito il seguente protocollo: 1) scongelamento dei campioni a temperatura ambiente; 2) setacciatura dei campioni con setaccio di maglia 63 micron e acqua distillata; 3) recupero della frazione > 63 micron e asciugatura in stufa a 60°C per 72h; 4) digestione della sostanza organica attraverso l'aggiunta di 50 ml di soluzione di H₂O₂ (30% w/w) per un tempo massimo di 4 giorni e successiva setacciatura con acqua distillata per rimuovere il perossido di idrogeno; 5) recupero del sedimento tramite setacciatura e aggiunta di acqua distillata; 6) osservazione dei campioni allo stereo microscopio.

Le plastiche identificate visivamente sono state suddivise per forma e colore e prelevate per l'analisi al microscopio elettronico (SEM) ed ai raggi X per la composizione chimica (energy-dispersive X-ray diffraction - EDS).

Biota: Necton e specie di interesse commerciale

Le specie ittiche si prestano bene ad essere utilizzate come bioindicatori del micro-litter, ovvero polimeri artificiali e altri materiali che si rinvenivano nella colonna d'acqua e che accidentalmente vengono ingeriti e ritrovati nei contenuti stomacali degli organismi.

Campionamento e prelievo stomaci di specie ittiche operato in collaborazione con CNR-IsMed

L'attenzione si è focalizzata su specie pelagiche, bentoniche e demersali (*Engraulis encrasicolus*/*Sardina pilchardus*, *Parapenaeus longirostris*, *Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius* e *Todarodes sagittatus*) pescate mediante lo strascico, la piccola pesca artigianale e la circuizione nonché su specie di molluschi e specie ittiche provenienti da impianti di allevamento (*Mytilus galloprovincialis* e *Dicentrarchus labrax*). Esse sono state selezionate poiché rappresentative del comparto ambientale specifico, per il loro valore commerciale, per la distribuzione nelle aree selezionate, perché descritte in studi scientifici come regolari consumatori del litter.

Durante il campionamento, al fine di minimizzare la variabilità spazio temporale, si è proceduto ad effettuare i survey nello stesso mese della stagione di campionamento corrispondente (autunno 2021 e inverno 2022). Inoltre, per ridurre la variabilità associata all'ingestione del microlitter, come risultato del comportamento alimentare delle specie durante il loro ciclo di vita (ovvero se giovanili o adulti), sono stati selezionati individui comparabili per misure morfometriche e conseguentemente per stadio di maturità. Ulteriormente, sono stati scartati tutti gli individui nei quali si riscontrava l'espansione della vescica natatoria e conseguentemente l'estroflessione dello stomaco o il totale svuotamento.

Pertanto, al fine di rendere statisticamente validi i risultati, si è proceduto a selezionare, secondo i criteri di cui sopra, 30 individui di ciascuna specie da ciascuna area di studio, per un totale di 150 individui per area e stagione (5 specie*30 individui/area/stagione).

Per quanto riguarda le specie di allevamento, 30 individui/stagione di *Mytilus galloprovincialis* sono stati prelevati nella zona del messinese mentre 30 individui/stagione di *Dicentrarchus labrax* sono stati prelevati nell'area di studio di Licata.

Pervenuti in laboratorio, i campioni sono stati sciacquati con acqua e rilevate le misure morfometriche, ovvero: lunghezza totale (LT), lunghezza standard (LS) e peso (g) (Figura 7 - A e B) (Matiddi et al., 2021). I 30 individui di partenza sono stati quindi divisi in 3 pool da 10 individui ciascuno, in modo da ottenere 3 repliche di ciascuna specie per sito di provenienza. Da qui, si è proceduto ad eviscerare tutti gli individui appartenenti allo stesso pool e prelevare l'intero tratto gastrointestinale (GI) annotandone il peso (pool 1=10 GI; pool 2=10 GI; pool 3=10 GI) (Figura 7 - C).

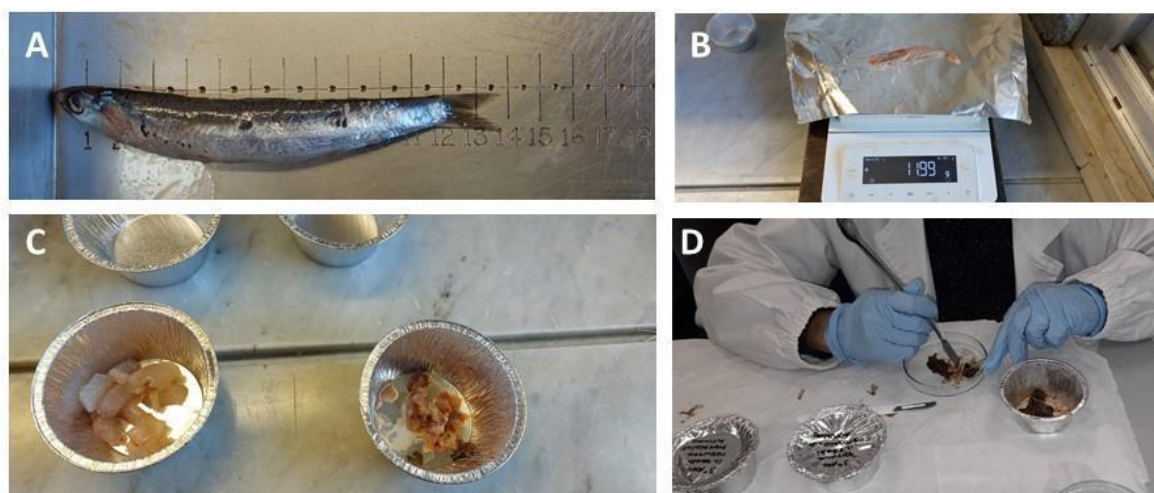


Figura 7 - Misura e preparazione di una specie ittica da sottoporre ad analisi di laboratorio per la ricerca delle microplastiche

Campionamento e prelievo stomaci di specie ittiche operato in collaborazione con CNR-IAS.

Dati biologici e acustici sono stati raccolti durante il periodo estivo (luglio - agosto) a bordo della R/V “G. Dallaporta”, nel contesto delle indagini multidisciplinari effettuate sulla piattaforma continentale attorno alle coste siciliane, le aree di studio con le stazioni di campionamento sono rappresentate nelle Figure 8 e 9, mentre nella Tabella 2 sono riportate le coordinate di inizio e di fine delle Cale. Lo scopo di queste campagne oceanografiche è il monitoraggio delle specie di piccoli pelagici, tramite stime della struttura della loro popolazione, la determinazione del sesso e maturità sessuale, dell’età, delle condizioni trofiche e dell’abbondanza.

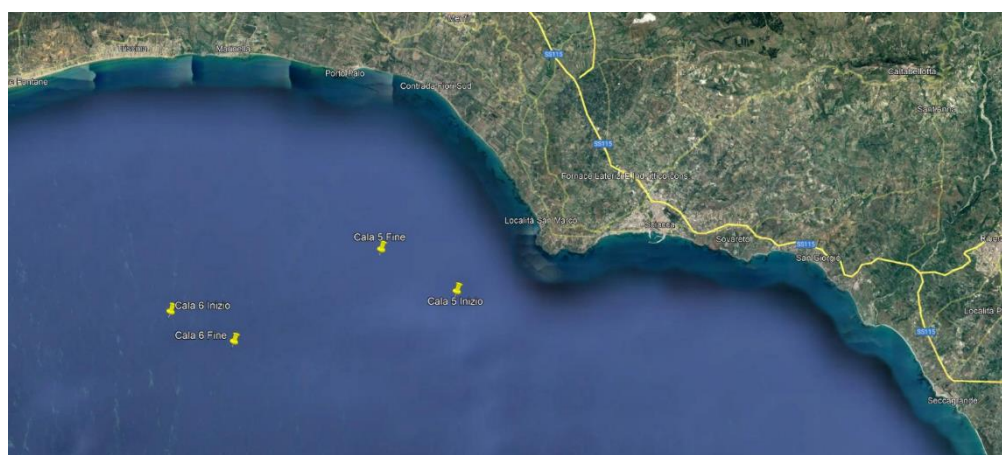


Figura 8 - Mappa delle stazioni di campionamento (Cale) per ciascuna area di studio

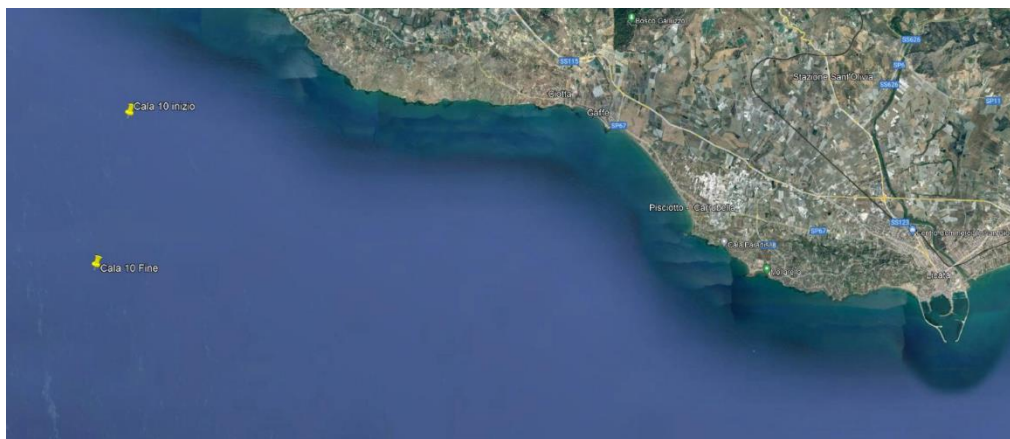


Figura 9 - Mappa delle stazioni di campionamento (Cale) per ciascuna area di studio

Cala 5			Cala 6			Cala 10		
Lat iniziale N	Long iniziale E	Prof.	Lat iniziale N	Long iniziale E	Prof.	Lat iniziale N	Long iniziale E	Prof.
37,475	12,967	44	37,465	12,807	85	37,142	13,678	11
Lat finale N	Long finale E		Lat finale N	Long finale E		Lat finale N	Long finale E	
37,494	12,925		37,452	12,843		37,103	13,670	

Tabella 2: Coordinate (WGS84) e profondità della stazione in cui sono state effettuate le Cale

La biomassa totale delle specie target e l'area di presenza sono stimate da dati acustici (Simmonds e MacLennan, 2005, Bonanno et al., 2014b). Una volta ottenuta la biomassa totale e l'area di presenza dell'acciuga, è stata calcolata la densità media della specie (t/nmi^2) come rapporto tra la biomassa totale e l'area di presenza.

Il piano di campionamento prevede dei transetti acustici disposti in direzione perpendicolare e parallela alla linea di costa. Nel caso della costa ionica (tra Capo Passero ed il golfo di Catania), per la particolare struttura della costa e delle batimetriche, i transetti acustici sono stati disposti a zig-zag (Figura 10). Tale campionamento è accompagnato da catture sperimentali per il prelievo di individui delle specie osservate dall'echosounder, nonché per il reperimento dei dati biologici necessari per le ulteriori indagini previste.

I campionamenti biologici sono stati attuati mediante rete pelagica dotata di sistema acustico Simrad ITI per il controllo della geometria della rete durante il campionamento. La rete adoperata è stata di tipo "volante monobarca" di lunghezza complessiva di 78 m, con una lunghezza del sacco di 22 m con maglia di 18 mm; l'apertura verticale ed orizzontale della bocca è stata, rispettivamente, di 7 m e di 13 m per un'area della bocca di 90 m² circa; la maglia iniziale del corpo di 252 mm ($78 \times 2 + 48 \times 2$) fino ad arrivare a maglie da 600 mm (Figura 11). Per l'impiego del sistema Simrad ITI, i sensori sono stati posizionati sulla parte superiore della bocca della rete. Durante la cala l'imbarcazione ha viaggiato ad una velocità di 3.5-4 nodi. Inoltre si è utilizzato un software della SIMRAD "ITI log" col quale si sono potuti registrare i parametri dei sensori della rete quali: temperatura, profondità, apertura della bocca, distanza dal fondo e densità del pescato che entrava in rete.

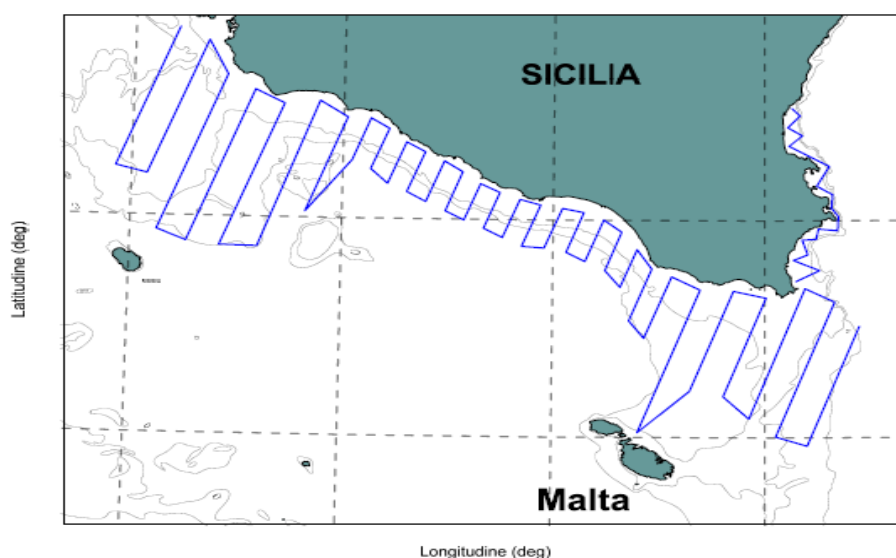


Figura 10 - Esempio di disegno di campionamento, seguito sulla piattaforma continentale nell'area del Canale di Sicilia



Figura 11 - Fase di campionamento con rete pelagica volante monobarca

Terminata la fase di cattura, nei laboratori a bordo della N/O, tutto il pescato è stato pesato e successivamente suddiviso per specie. Per le specie non considerate target per l'attività svolta (es. demersali) sono stati registrati solamente il numero di individui e il peso totale catturato. I campioni delle specie pelagiche, invece, sono stati congelati a -20°C generalmente in quantità pari 2 kg (laddove il campionamento lo consentiva) e trasportate a fine campagna presso i laboratori del CNR-IAS di Capo Granitola per le successive analisi (Figura 12A e 12B). Per ogni campione sono state registrate le coordinate del punto di cattura, la specie, il numero identificativo della cala, la data di cattura e il peso totale della specie. Infatti, quando la quantità catturata era superiore ai 2kg, veniva congelato solo un subcampione rappresentativo.



A



B

Figura 12 - A) il laboratorio a bordo della N/O Dallaporta. B) Campioni di acciuga analizzati presso i laboratori del CNR-IAS di Capo Granitola

Una volta in laboratorio, i campioni sono stati accuratamente scongelati in modo da preservarne l'integrità nel miglior modo possibile e per ogni individuo sono state annotate:

- Lunghezza totale (± 1 mm) e la lunghezza standard (± 1 mm) utilizzando degli appositi ittiometri (Figura 13);
- Peso totale ($\pm 0,01$ g) e peso senza gonadi ($\pm 0,001$ g) utilizzando una bilancia di precisione stabilizzata;
- Sesso e stadio di maturità sessuale, identificato attraverso un'ispezione visiva della gonade;
- Prelievo del tratto gastrointestinale;
- Prelievo degli otoliti, per la determinazione dell'età;
- Prelievo del muscolo per studi sulla rete trofica.

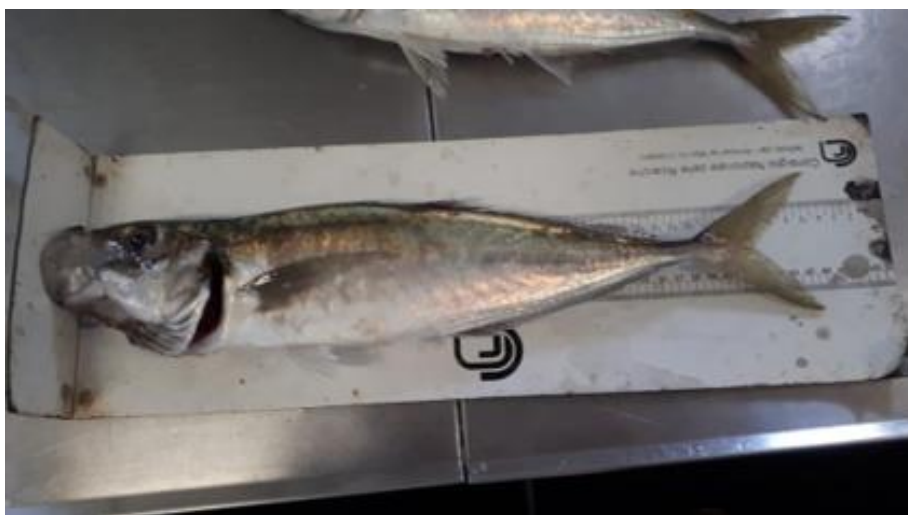


Figura 13 - Un esemplare di Suro (*Trachurus trachurus*) posto su un ittiometro per misurare lunghezza totale e standard (in mm)

Il tratto gastrontestinale è stato prelevato, laddove ci fosse un numero di esemplari sufficiente, da 20 individui per ciascuna cala e per quattro specie precedentemente individuate: acciughe (*Engraulis encrasicolus*), sardina (*Sardina pilchardus*), suro (*Trachurus trachurus*) e merluzzo (*Merluccius merluccius*).

Per evitare contaminazioni con plastiche di natura estranea al campione stesso, ciascun campione di stomaco è stato prelevato avendo cura di usare solo pinzette e strumenti metallici. Analogamente, i campioni sono stati riposti in quadrati di carta alluminio per la successiva conservazione (Figura 14). Una volta estratti dalla cavità addominale, gli apparati gastrointestinali sono stati pesati ($\pm 0,001$ g), quindi riposti sulla carta alluminio nella cui parte esterna è stata riposta un'etichetta contenente le informazioni necessarie per identificare individuo e cala di cattura (Figura 15A). I campioni sono stati, infine, congelati a -20°C , separati per cala di campionamento e per specie (Figura 15B), e successivamente è stata trasferita una parte dei campioni catturati nelle aree oggetto della convenzione, presso i laboratori di ARPA Sicilia.



Figura 14 - Esempi di stomaci prelevati dalle specie target durante l'analisi presso i laboratori del CN-IAS

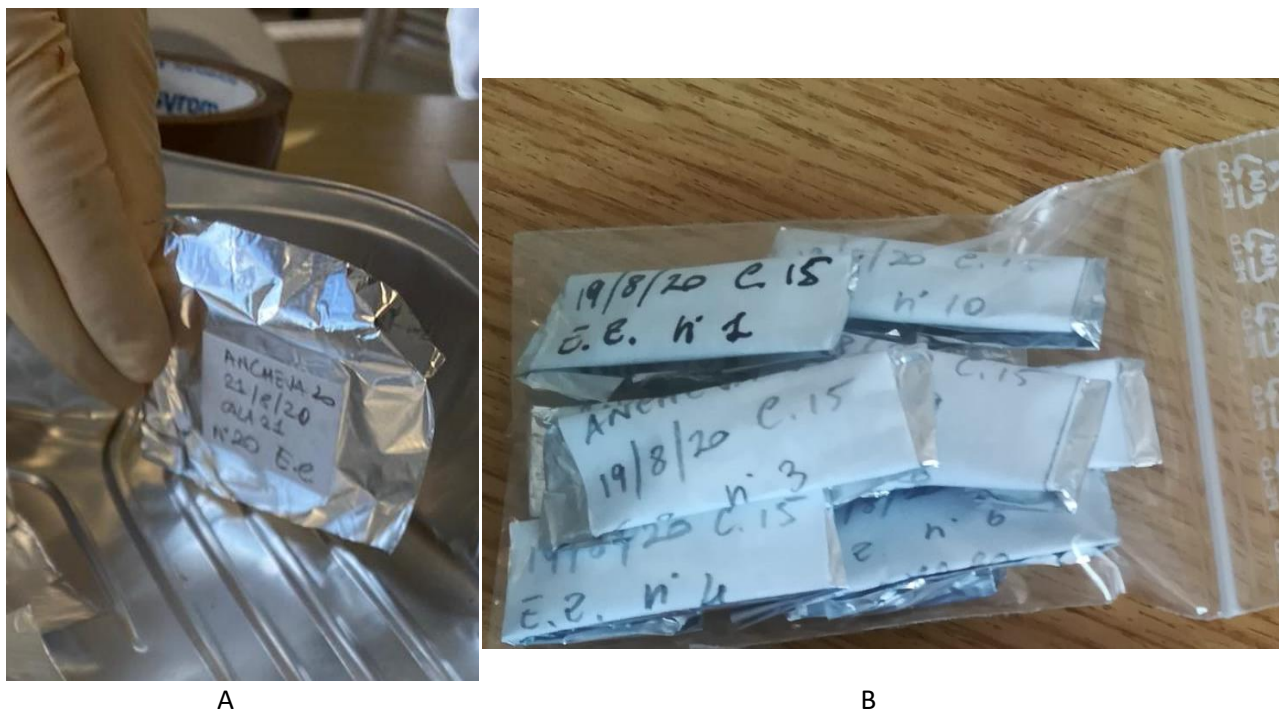


Figura 15 - A) Esempio di etichetta identificativa posta su ciascun campione di tratto gastrointestinale conservato a -20°C. B) Campioni di tratti gastrointestinale raccolti per singola cala e specie per la conservazione

Analisi delle specie ittiche campionate

Tutti i reagenti utilizzati sono stati filtrati con filtri in microfibra di vetro (diametro pori 1.2 μm) e utilizzata esclusivamente vetreria di laboratorio.

Ogni tratto gastrointestinale appartenente a ciascun pool è stato svuotato dei contenuti stomacali, i quali sono stati omogenati al vortex (Matiddi et al., 2021; Corami et al., 2020; Cole et al., 2014).

Si è quindi prelevato 0,2 g di contenuti stomacali e si è avviata la fase di predigestione in 5% SDS (24h incubazione a 50 °C) e 150 mAnson-U Proteinasi K (2h incubazione a 50 °C) (Figura 16).



Figura 16 - Pre-digestione dei campioni a 50 °C

Successivamente ciascun campione è stato digerito in una soluzione di 30% H₂O₂, etanolo ed acqua ultrapura (rapporto in volume 1:2:4.5) per 96h a temperatura ambiente in blanda agitazione (Figura 17). Utilizzando lo stesso protocollo, al fine di valutare l'eventuale contaminazione ambientale, è stato preparato un bianco privato della componente organica.

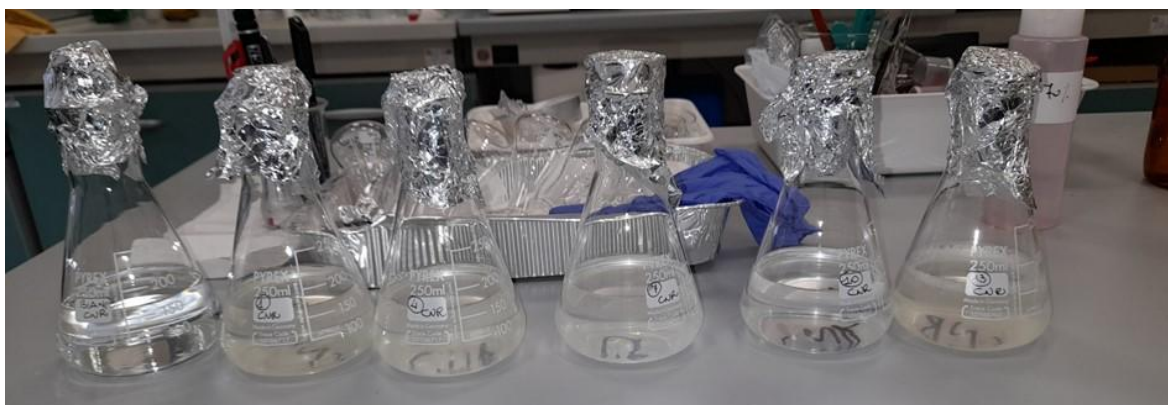


Figura 17 - Campioni dopo 96h di digestione

Per la standardizzazione dei dati, si è proceduto quindi ad effettuare una pre-filtrazione del campione digerito, su un filtro la cui dimensione dei pori era di 100 µm; questo ha consentito di separare la porzione particolata inferiore a 100 µm che troveremo nell'eluato, da quella superiore a 100 µm, che troveremo al disopra del filtro (Figura 18 A). Quest'ultima è stata recuperata risciacquando il filtro con acqua ultra pura (Figure 18B e 18C).

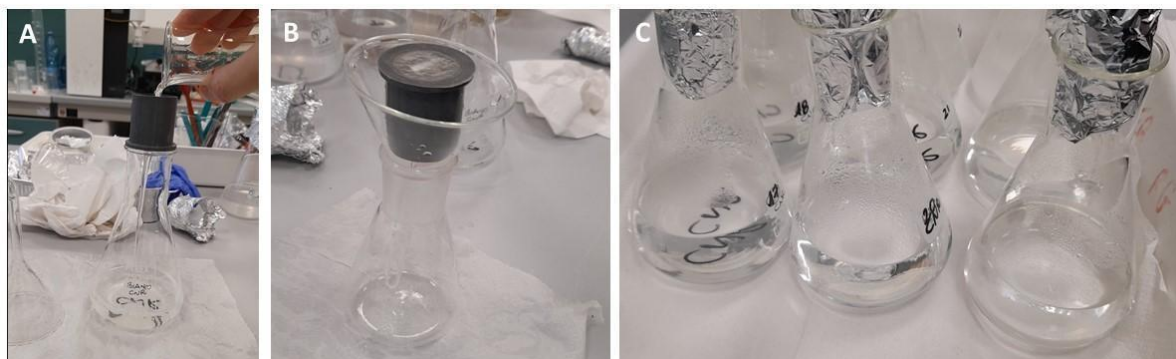


Figura 18 (A,B e C) - Fasi della filtrazione su membrana 100µm

A questo punto, la frazione recuperata che contiene gli eventuali polimeri di dimensione superiore a 100 µm è stata rifiltrata mediante pompa da vuoto su filtro in membrana di cellulosa dal diametro di 0.45 µm (Figurara 19A). Quindi si è passati all'osservazione del filtro allo stereomicroscopio dove ogni frammento, fibra o filamento imputabile a polimeri o materiale artificiale è stato prelevato manualmente e conservato in acqua ultra pura (Figurara 19B).



Figura 19 (A ,B) - Filtrazione e osservazione al microscopio

In ultima analisi tutto il materiale recuperato dai filtri è stato filtrato e sottoposto ad analisi microspettroscopia FT-IR.

La spettroscopia FTIR (Spettroscopia Infrarossa in Trasformata di Fourier) è una tecnica che può essere usata per determinare la composizione molecolare di un campione.

La tecnica è basata sul principio che molecole aventi una variazione del momento dipolare totale durante un moto vibrazionale, assorbono la radiazione elettromagnetica ricadente nell'intervallo dell'infrarosso (sono "attive" all'Infrarosso). La frequenza di vibrazione dipende dal tipo di legame e di gruppo chimico, ed è

specifica. Questo è il motivo per cui lo spettro infrarosso di una molecola è una sorta di “impronta digitale”; questa tecnica, nei fatti, viene comunemente utilizzata nei processi produttivi come strumento di controllo della qualità, grazie al suo basso costo, elevata adattabilità e specificità.

La FTIR può anche fornire informazioni sulla modifica dell'intorno chimico di un particolare gruppo di atomi in una molecola, ma è meno sensibile rispetto alla spettroscopia NMR.

La spettroscopia FTIR a riflettanza totale attenuata (ATR-FTIR) è una modifica della spettroscopia di trasmissione FTIR “classica”, che permette di ottenere spettri IR senza necessità di una fase di preparazione preliminare all'analisi. Inoltre, non è una tecnica invasiva e risulta non distruttiva per il campione analizzato, rispetto alla spettroscopia FTIR tradizionale, che al contrario è distruttiva del campione.

Fondamentalmente, uno spettro ATR-FTIR viene acquisito mettendo il campione in contatto con un Elemento Riflettente Interno (IRE), un cristallo la cui superficie è modificata in modo da riflettere completamente tutta la radiazione incidente. Anche se tutta la radiazione infrarossa viene riflessa quando passa attraverso l'IRE, una piccola parte di questa radiazione viene assorbita dal campione sulla sua superficie, portando ad un'attenuazione della luce riflessa. Lo spettro ottenuto è uno spettro di riflettanza attenuato, che può essere trasformato, attraverso una correzione matematica, in uno spettro di pseudo-assorbanza.

Infatti, gli spettri ATR non sono quantitativi e presentano diverse distorsioni del segnale causate dalla variazione dell'indice di rifrazione tra campione e cristallo, oltre che dalla profondità di penetrazione differenziale della radiazione infrarossa con la lunghezza d'onda. Ad esempio, è tipica in uno spettro ATR-FTIR, soprattutto per i materiali a base inorganica, la presenza di bande di *reststrahlen* (inversione) molto intense. Tuttavia, gli spettri ATR-FTIR sono validi qualitativamente, ad esempio per eseguire uno screening preliminare su un campione, poiché la posizione delle bande di assorbimento non varia rispetto agli spettri di trasmissione FTIR tradizionali. Inoltre, sono molto efficienti per la determinazione dei materiali organici, come le plastiche, che presentano assorbimenti intensi, specifici e strutturati nel range dell'infrarosso. Nei fatti, l'ATR-FTIR trova notevole utilizzo industriale nella caratterizzazione veloce e a basso costo dei rivestimenti organici superficiali (“*coatings*”). Progressi nella tecnica ATR hanno portato anche all'implementazione di strumentazioni da banco combinate μ -ATR FT-IR, per l'analisi anche di campioni aventi dimensioni nell'intervallo dimensionale dei centesimi di micron. Queste strumentazioni consentono non solo di andare a caratterizzare finemente la superficie di un oggetto dal punto di vista composizionale, ma anche di acquisire immagini delle zone analizzate, nonché di combinare l'informazione chimica con quella visuale, ottenendo delle “immagini chimiche”; immagini fotografiche in falso colore, dove ogni tinta è rappresentativa della presenza di un gruppo funzionale organico differente.

In questo progetto, la spettroscopia ATR FTIR è stata utilizzata, insieme alla spettroscopia FTIR in trasmissione, per caratterizzare una serie di campioni di microplastiche (oggetti generalmente compresi tra i 20 μm e i 5 mm) presenti sia in campioni di acqua di mare sia in campioni di biota.

La procedura analitica che è stata utilizzata nei due casi ha previsto una fase preliminare di isolamento dei frammenti plastici (sospesi in acqua o bio accumulati), seguita da una fase di caratterizzazione chimica. La fase di preparativa del campione è stata particolarmente importante da mettere a punto soprattutto per quello che riguarda i campioni bio accumulati, in quanto altre sostanze naturalmente presenti in una matrice biologica (grassi, proteine, etc.) presentano contributi indesiderati nell'infrarosso, che spesso rendono difficile l'identificazione dei segnali dovuta alla presenza dei frammenti plastici.

Il percorso di ottimizzazione del metodo analitico, attraverso una serie di prove preliminari, ha portato all'elaborazione di due protocolli analitici, uno per la determinazione delle microplastiche campionate nella colonna d'acqua (con retino a maglia da 200 μm) e uno per la determinazione delle microplastiche presenti per bioaccumulo all'interno dell'apparato gastrointestinale di pesci, catturati nelle stesse zone in cui era stato precedentemente effettuato il campionamento con retino.

Campioni da colonna d'acqua (>200 μm)

Gli spettri di Riflettanza Totale Attenuata (ATR) sono stati acquisiti utilizzando lo spettrofotometro della Thermo Scientific® macro ATR-FTIR Nicolet - iN10 dotato di un'unità ATR SMART iTX Nicolet iZ10 in diamante. Gli spettri sono stati acquisiti nell'intervallo 4000-500 cm^{-1} con una risoluzione di 4 cm^{-1} , mediando 15 scansioni. Le operazioni sono state eseguite utilizzando la suite software OMNIC®. La correzione ATR è stata applicata automaticamente dal software agli spettri durante la loro acquisizione.

Campioni in biota (dimensione tra i 20 e i 200 μm):

I campioni di microplastiche, estratti e purificati dalla matrice biologica, sono stati passati su un filtro in quarzo traforato avente maglia quadrata da 5 μm , sotto una depressione. Dopo lavaggio con acqua distillata, i filtri sono stati fatti asciugare all'aria, coperti da un vetrino (Figura 20A).

Il filtro asciutto è stato dunque posizionato in un portacampioni specifico per la lettura spettrofotometrica.

L'analisi micro-FTIR, svolta con lo spettrofotometro μ -FTIR iN10 della Thermo Scientific® (Figura 20B), è stata articolata in una prima acquisizione ottica della superficie del filtro, attraverso la quale sono state evidenziate ed identificate le zone da analizzare dall'analisi morfologica delle particelle adsorbite sulla superficie. Successivamente, sui punti scelti per l'indagine chimica, sono stati acquisiti in trasmissione gli spettri nell'intervallo selezionato. Gli spettri sono stati registrati nell'intervallo 4000-675 cm^{-1} con una risoluzione di 8 cm^{-1} , mediando 16 scansioni. Le operazioni sono state eseguite utilizzando la suite software OMNIC®.

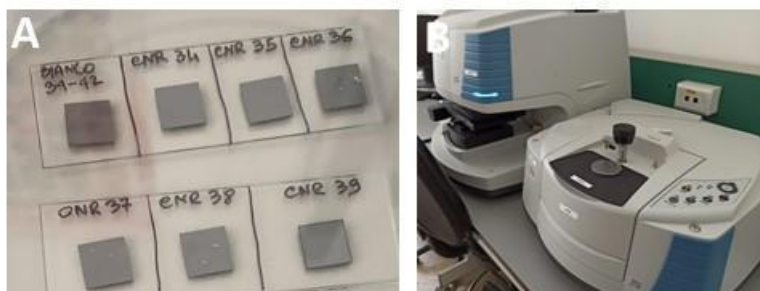


Figura 20 (A,B) - Fasi di analisi dei campioni mediante spettrometro micro-FTIR. (a) Particolare dei filtri; (b) vista generale dello strumento

Analisi statistiche

La descrizione della distribuzione delle plastiche totali e delle categorie morfologiche è stata effettuata attraverso l'utilizzo delle treemaps. Questa tipologia di grafico risulta utile per la visualizzazione immediata dei rapporti di proporzionalità tra categorie ed è particolarmente indicato per dati di tipo gerarchico (nel presente studio: sei siti, quattro stagioni per sito, tre stazioni per stagione). Nelle treemaps, l'area dei rettangoli è proporzionale all'abbondanza delle categorie. Ogni rettangolo viene poi diviso proporzionalmente nelle sue sotto-categorie secondo una struttura ad albero in base ai dati di abbondanza, ponendo progressivamente dall'angolo superiore-sinistro all'angolo inferiore destro le sotto-categorie caratterizzate da valori maggiori e minori rispettivamente.

Per quanto riguarda la descrizione della caratterizzazione chimica delle plastiche campionate in mare, è stato scelto di rappresentare l'abbondanza delle diverse categorie chimiche attraverso l'uso del *circular barplot*, che ha permesso di sintetizzare in maniera ordinata le abbondanze tra le varie categorie spaziali (stazioni) e temporali (stagioni) per ogni sito di campionamento. In aggiunta, la *Non-Metric Multidimensional Scaling* è stata utilizzata come tecnica multivariata di ordinamento al fine di esplorare la presenza di differenze in termini di composizione chimica delle plastiche dal punto di vista spaziale e temporale. A questo scopo, le osservazioni multivariate vengono proiettate su un piano bidimensionale individuato da due assi principali (NMDS1 e NMDS2) al fine di restituire una descrizione dei rapporti di similarità/dissimilarità tra le osservazioni sulla base delle categorie chimiche rilevate e delle abbondanze specifiche. La matrice di dissimilarità alla base di questa analisi è stata calcolata attraverso l'utilizzo dell'indice di Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1957).

Tutti i grafici e le analisi implementate per questo studio sono state effettuate in ambiente R (R Core Team, 2021) e con l'utilizzo dei pacchetti "ggplot2" (Wickham, 2016) e vegan (Oksanen et al., 2019).

Analisi economica

Tale analisi si è posta l'obiettivo di mettere in luce quali fossero le principali conseguenze legate all'inquinamento da plastica in mare dal punto di vista socio-economico, sui servizi ecosistemici, sulla salute umana, ed anche alla percezione sociale del problema. La comprensione del problema, infatti, è fondamentale e rappresenta il primo passo verso un uso sostenibile della plastica (basato su una corretta gestione e smaltimento).

A tal fine, sono stati raccolti diversi articoli scientifici dedicati allo studio di tale tematica, di cui tre, risultati abbastanza esaustivi, sono stati selezionati in modo da riassumerne il contenuto.

Lo studio del 2019 di Paunaa e colleghi dal titolo: "The issue of microplastics in marine ecosystems: A bibliometric network analysis" è risultato particolarmente utile per capire in quale direzione si è maggiormente orientata la ricerca trattante il tema delle conseguenze causate dalla plastica in mare. Si tratta di un'analisi bibliometrica delle reti sociali (Network Analysis) condotta in modo da effettuare una revisione completa della letteratura applicando il pensiero sistemico nella scienza bibliometrica. La ricerca è stata condotta sulla piattaforma di ricerca di Web of Science utilizzando le parole chiave: "microplastic* AND marine". Ciò ha portato alla raccolta di 1518 articoli scientifici pubblicati nel periodo dal 1990 al 2019.

Un'ulteriore revisione sistematica che appare interessante ai fini della ricerca qui condotta è lo studio "Marine plastic littering: a review of socioeconomic impacts" del 2021 di Aretoulaki e colleghi che ha l'obiettivo specifico di indagare l'impatto dell'inquinamento marino da plastica sulle fonti di reddito di origine marina, come la pesca, l'acquacoltura, il turismo marittimo e la navigazione mercantile. Inoltre, tale documento valuta anche le ripercussioni sociali in termini di sicurezza e salute alimentare umana.

A tal fine, è stato condotto un processo sistematico di inclusione/esclusione delle pubblicazioni recuperate dai database bibliografici di Scopus e Google Scholar, pubblicate nell'intervallo temporale dal 2000 ad oggi.

Inoltre, data la natura del tema di ricerca, che cattura l'attenzione sia della comunità accademica che di una pletera di organizzazioni che si battono per la protezione ambientale, è stata inclusa la ricerca pertinente al di fuori del mondo accademico. In particolare, sono stati studiati il Quadro normativo degli archivi dell'Unione Europea (UE), delle Nazioni Unite (ONU) e dell'Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico (OCSE), le azioni delle Organizzazioni non governative (ONG) e le ricerche pubblicate su internet.

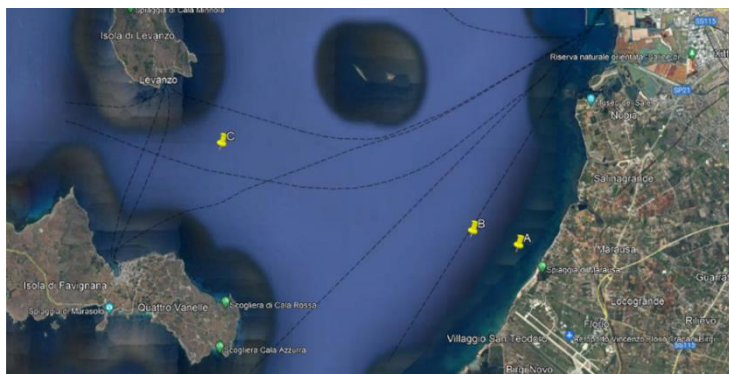
Le parole chiave selezionate in questa prima ricerca della letteratura sono state: 1) "marine pollution", 2) "marine litter*", 3) "sea pollution", 4) "sea litter*", 5) "global marine litter*", 6) "global marine pollution", 7) "plastic marine litter*", 8) "plastic marine pollution". L'applicazione dei suddetti criteri di inclusione ed esclusione ha portato alla selezione di 616 articoli.

Infine, la revisione semi-sistematica dei dati pubblicati sulla plastica marina globale intrapresa nello studio “Global ecological, social and economic impacts of marine plastic” del 2019 di Beaumont e colleghi, è apparsa utile in quanto contenente una vasta gamma di dati osservazionali e sperimentali. Tale studio approfondisce ulteriormente il tema degli impatti della presenza di plastica in mare sui servizi ecosistemici e i relativi costi in termini economici.

RISULTATI

Elementi fisico chimici

“Isole Egadi”



Isole Egadi					
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,938243	12,472482	6,5
	B	1,5	37,94224	12,45546	14
	C	6	37,9668	12,36195	40,5

All'interno dell'area di studio isole Egadi, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda multiparametrica nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 6,5m), nella stazione 1,5 MN (profondità 14 m) e nella stazione 6 MN (profondità 40,5 m).

I profili sonda delle quattro campagne stagionali 2020 e delle 2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 21A, 21B, 21C, 21D, 22A, 22B, 22C, 21D).

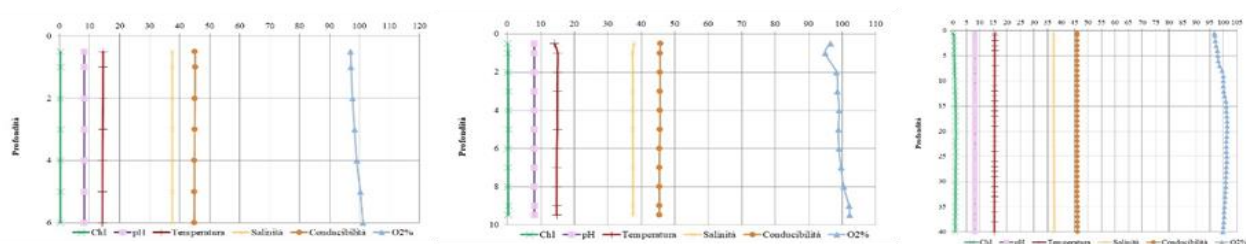


Figura 21A - Profili sonda (I campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

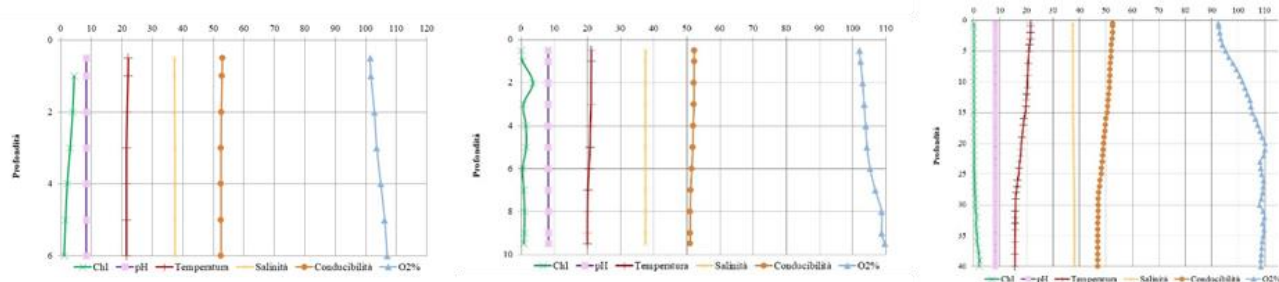


Figura 21B - Profili sonda (II campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

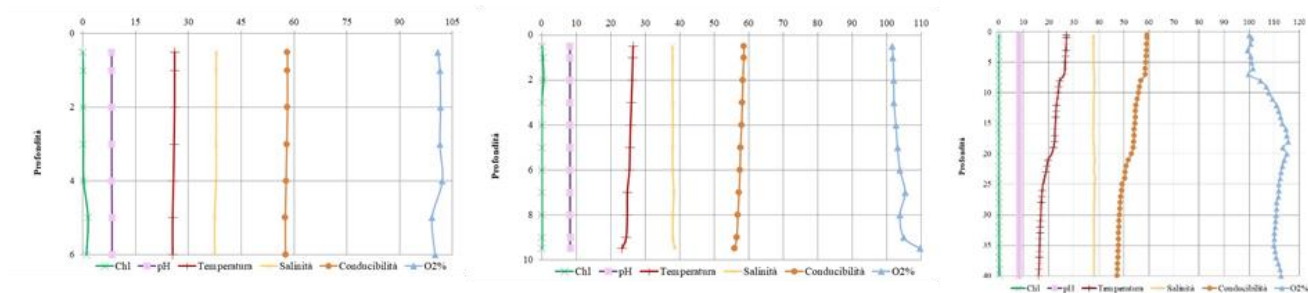


Figura 21C - Profili sonda (III campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

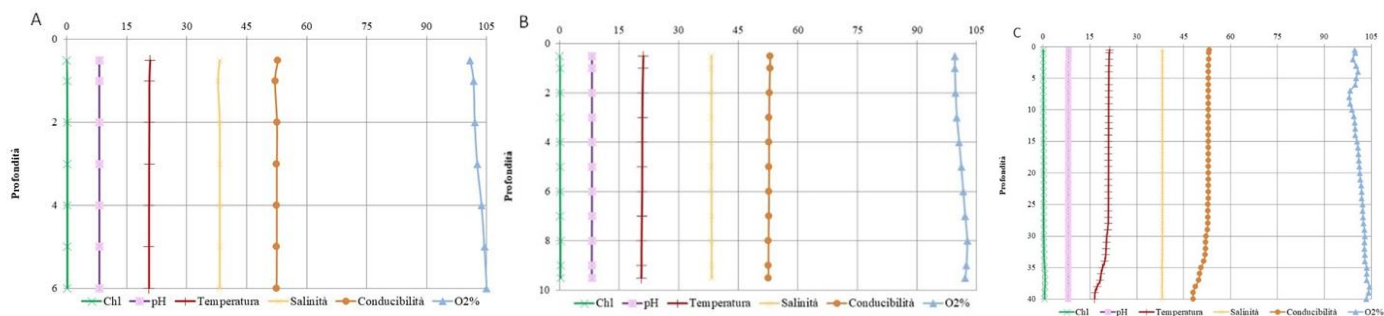


Figura 21D - Profili sonda (IV campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN (A), 1,5 MN (B), 6 MN (C)

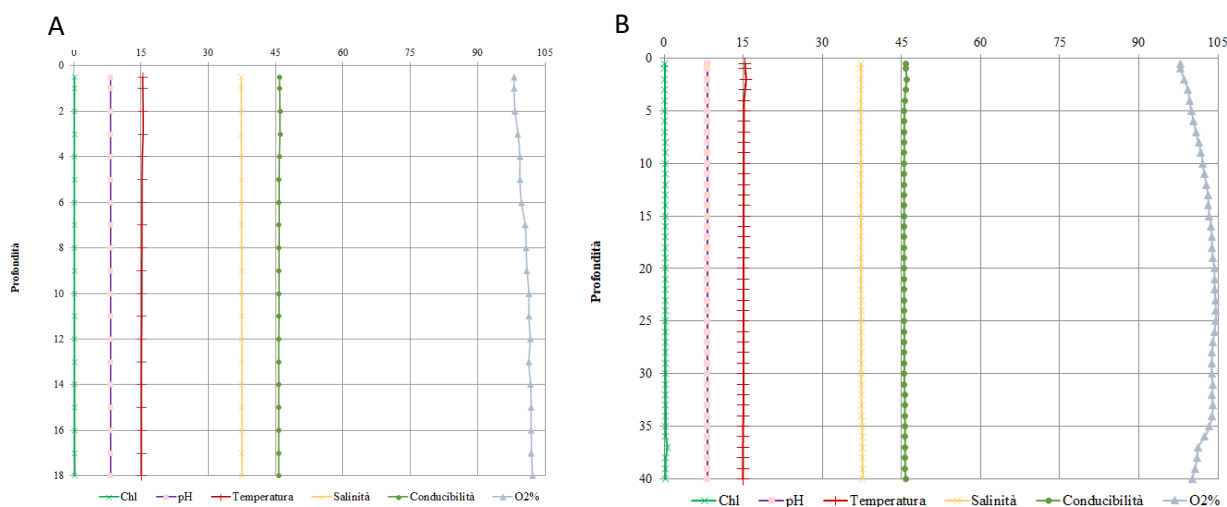


Figura 22A - Profili sonda (I campagna - Inverno 2021) Stazione 1,5 MN (A) e 6 MN (B)

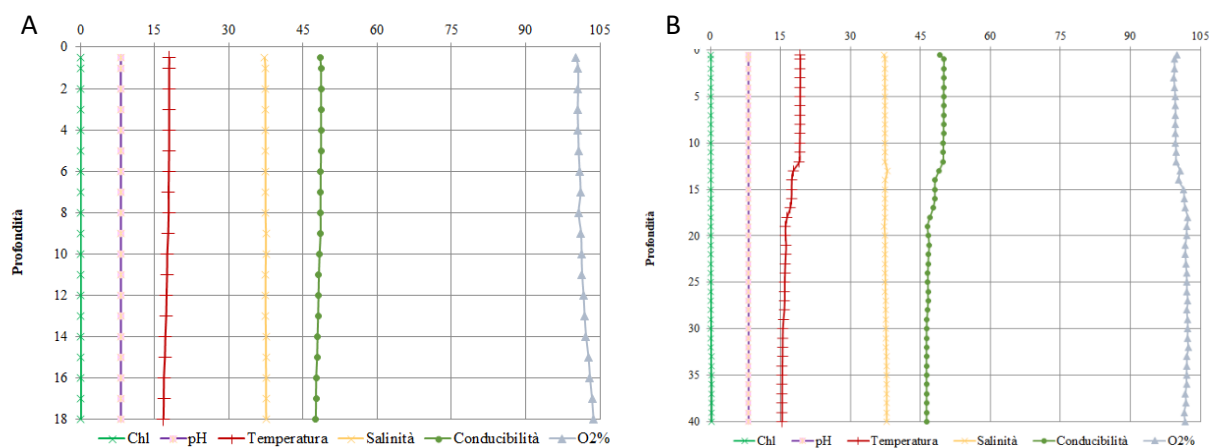


Figura 22B - Profili sonda (II campagna - Primavera 2021) Stazione 1,5 MN (A) e 6 MN (B)

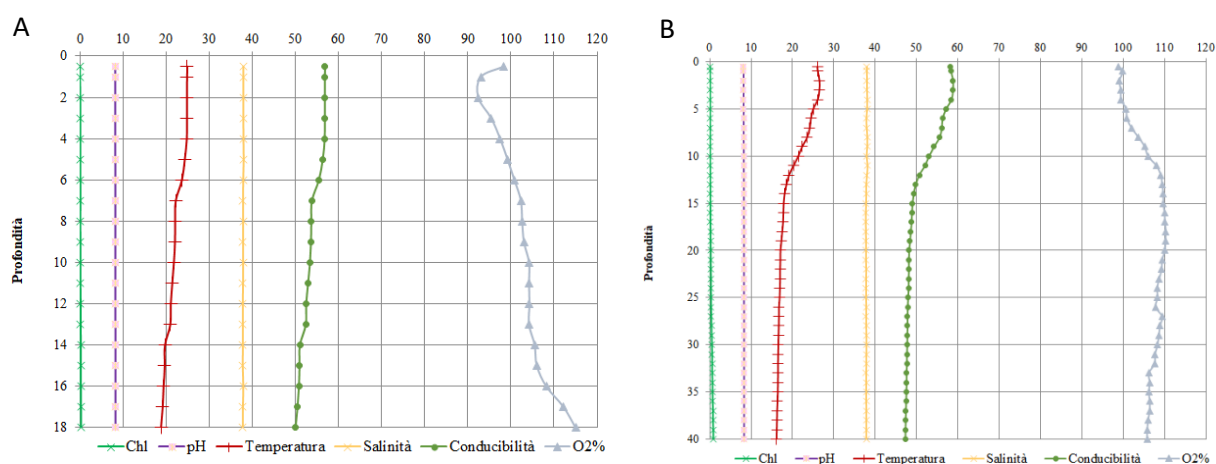


Figura 22C - Profili sonda (III campagna - Primavera 2021) Stazione 1,5 MN (A) e 6 MN (B).

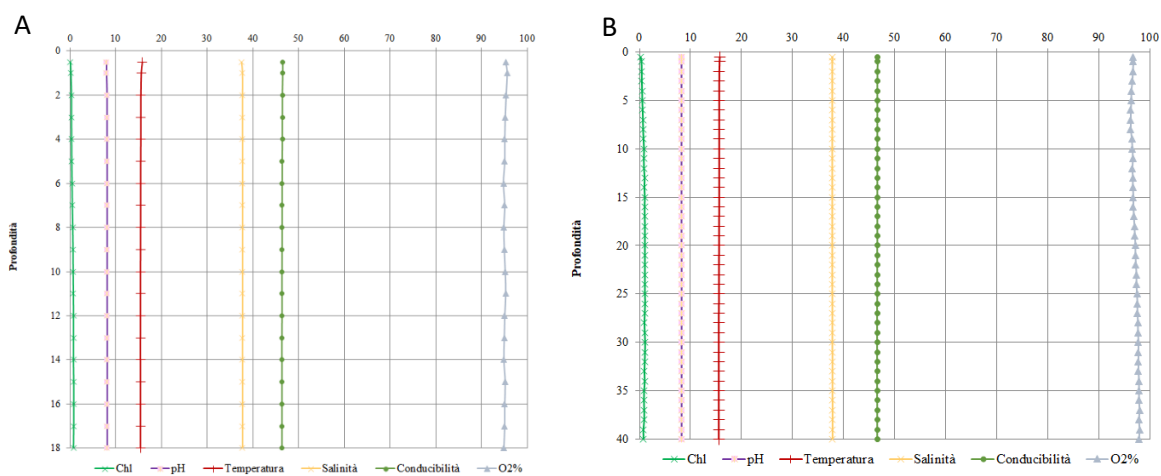
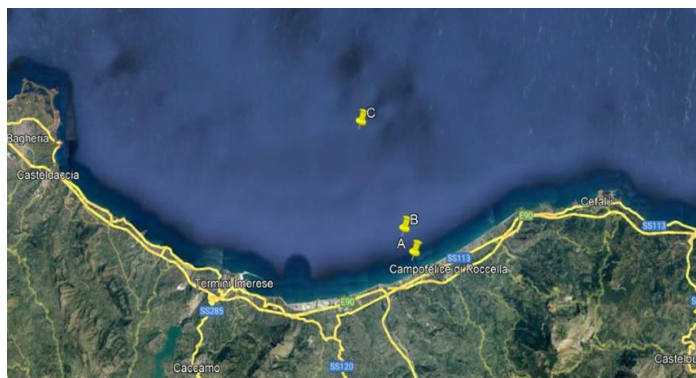


Figura 22C - Profili sonda (IV campagna - Estate 2021) Stazione 1,5 MN (A) e 6 MN (B).

“Campofelice di Roccella”

All'interno dell'area di studio Campofelice di Roccella, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda



Campofelice di Roccella					
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,997000	13,853000	9,5
	B	1,5	38,01252	13,84445	22,5 m
	C	6	38,08217	13,80711	131 m

multiparametrica nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 9,5 m), nella stazione 1,5 MN (profondità 22,5 m) e nella stazione 6 MN (profondità 131 m).

I profili sonda delle campagne 2020 e 2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 23A, 23B, 23C, 23D, 24A, 24B).

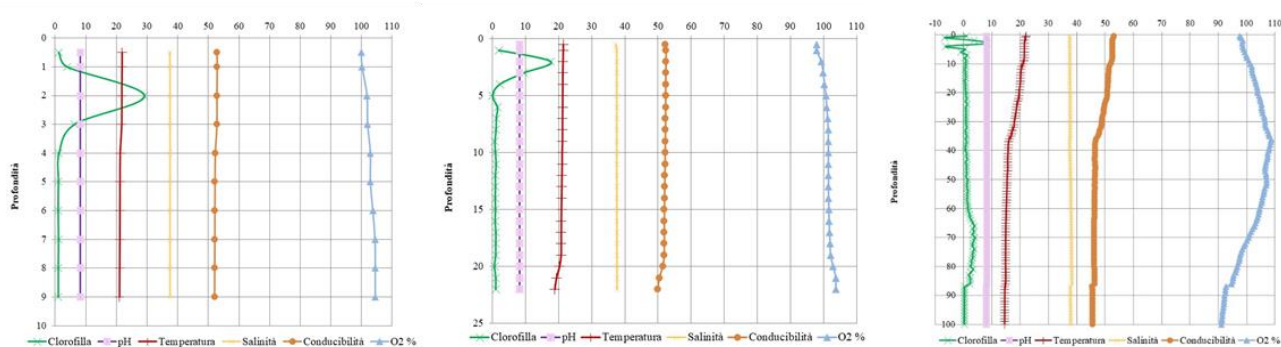


Figura 23A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

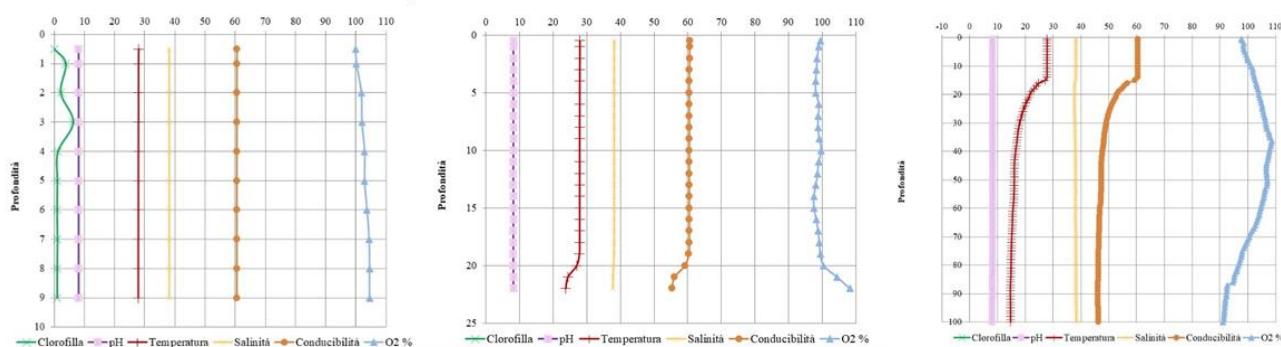


Figura 23B - Profili sonda (II campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

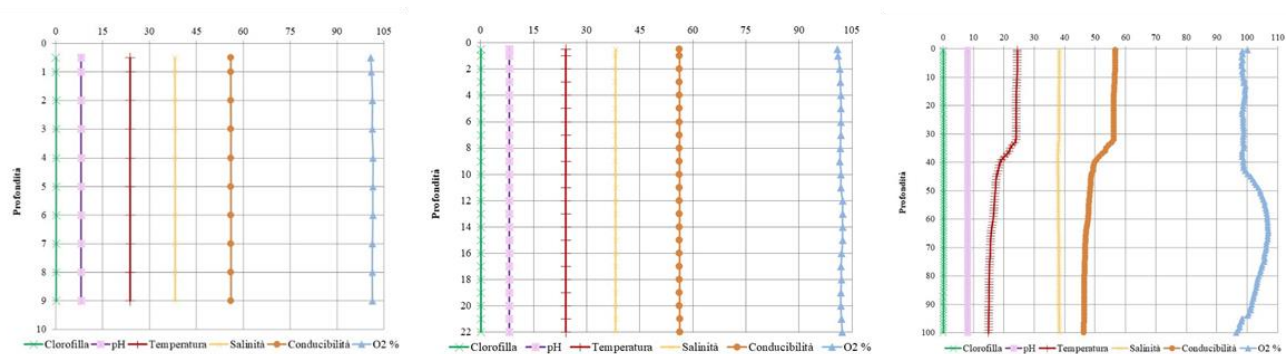


Figura 23C - Profili sonda (III campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

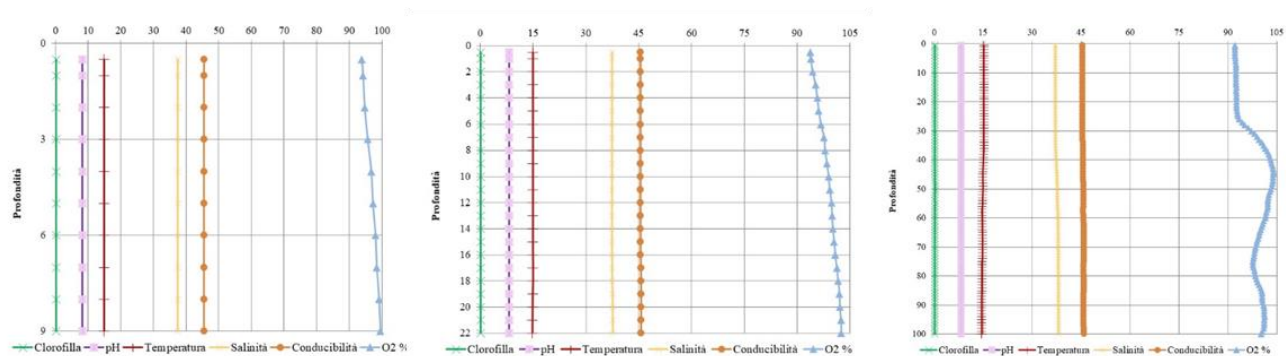


Figura 23D - Profili sonda (IV campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

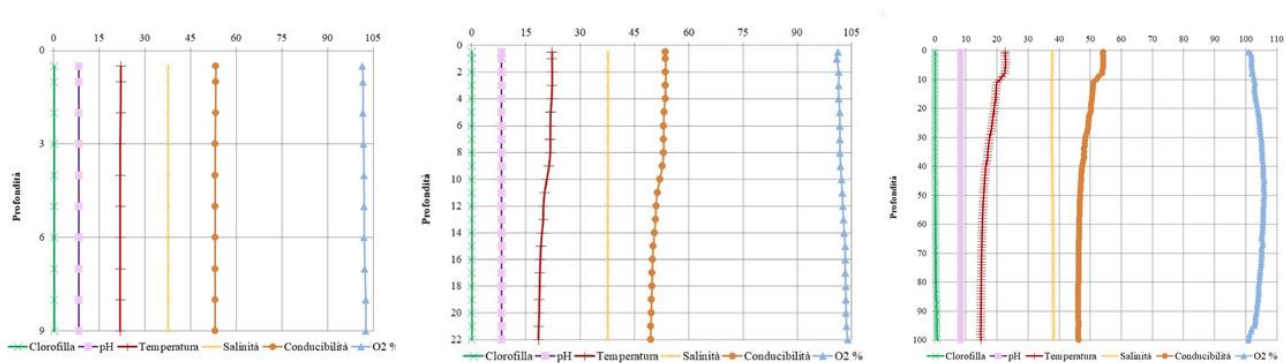


Figura 24A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2021) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

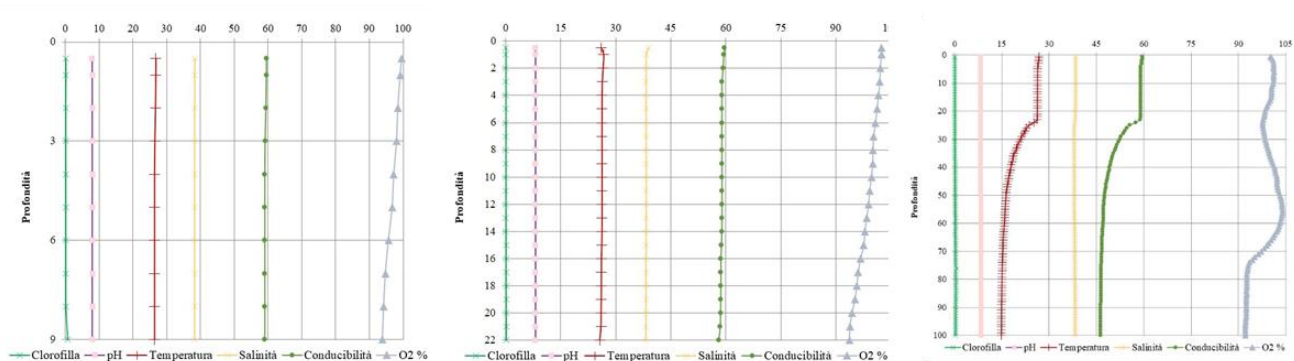
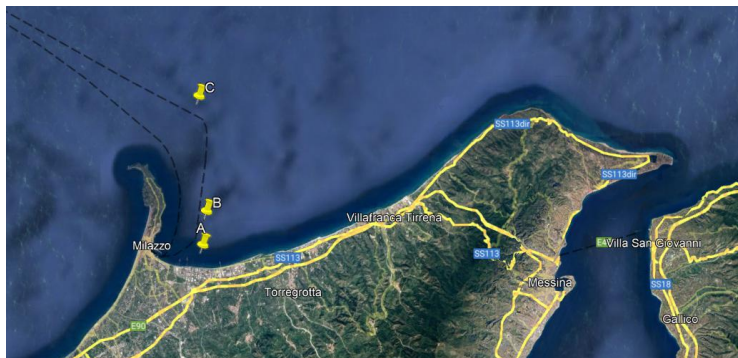


Figura 24B - Profili sonda (III campagna - Autunno 2021) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

“Milazzo”



Milazzo					
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	38,215310	15,279790	42,50 m
	B	1,5	38,23603	15,28319	218 m
	C	6	38,30699	15,27874	700 m

All'interno dell'area di studio di Milazzo, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda multiparametrica nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 42,5 m), nella stazione 1,5 MN (profondità 218 m) e nella stazione 6 MN (profondità 700 m).

I profili sonda delle campagne 2020/2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 25A, 25B, 25C, 25D, 26A).

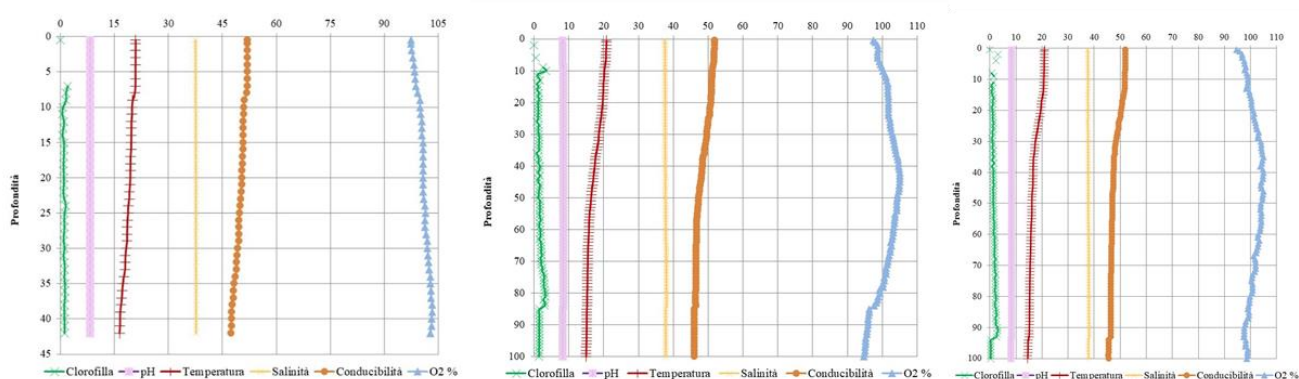


Figura 25A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

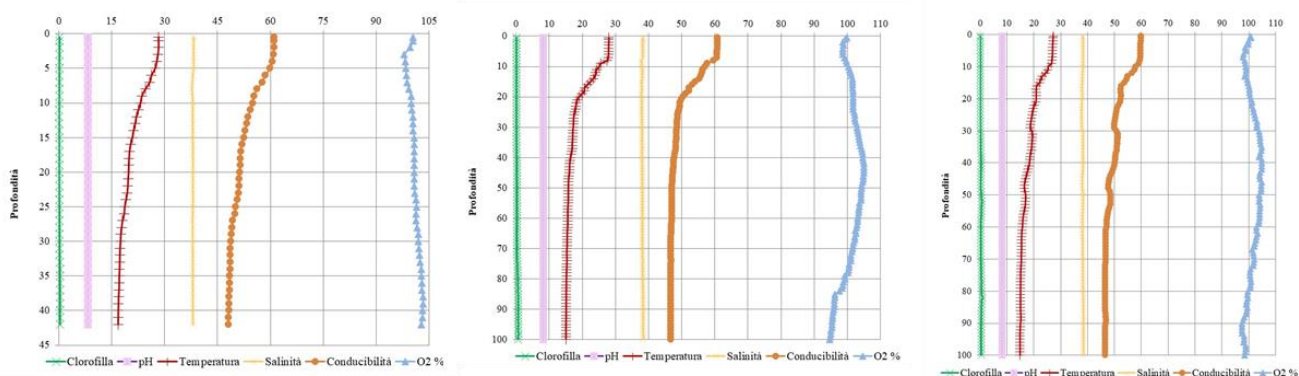


Figura 25B - Profili sonda (II campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

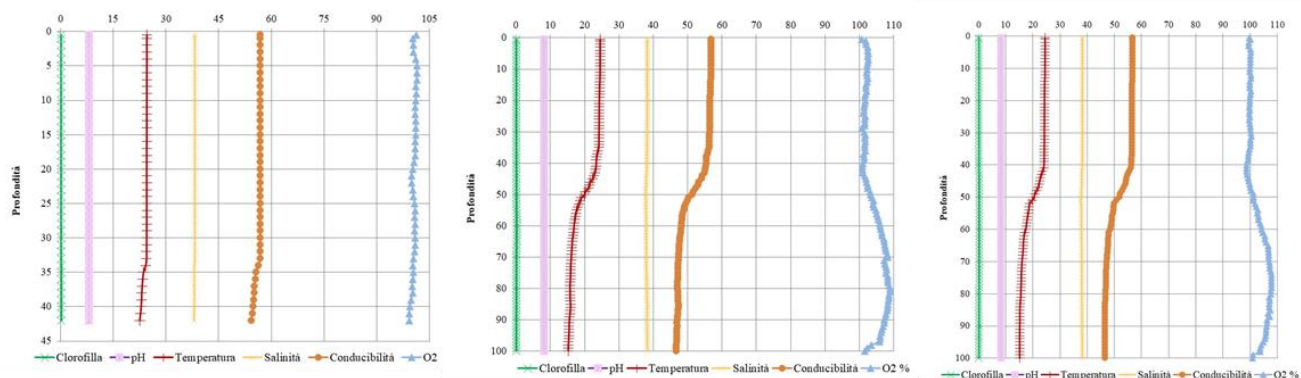


Figura 25C - Profili sonda (III campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

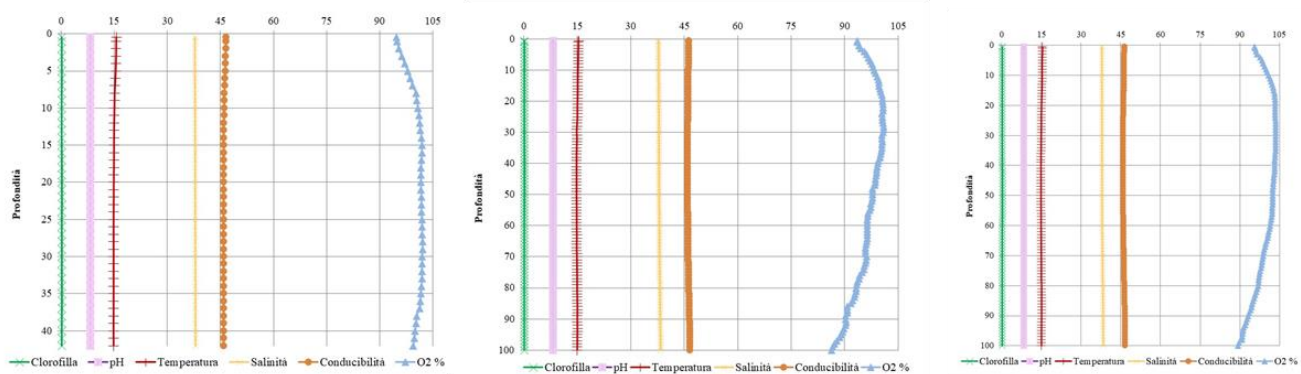


Figura 25D - Profili sonda (IV campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

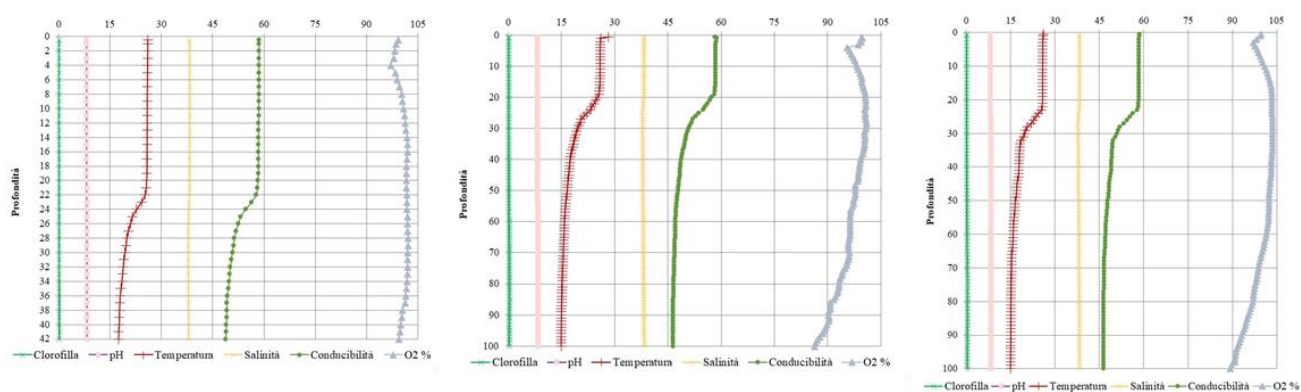


Figura 26A - Profili sonda (III campagna - Autunno 2021) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

“Augusta”

All'interno dell'area di studio di Augusta, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda multiparametrica



Augusta					
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,261790	15,251510	45,6 m
	B	1,5	37,26516	15,27405	231 m
	C	6	37,28009	15,37424	1000 m

nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 45,6 m), nella stazione 1,5 MN (profondità 231 m) e nella stazione 6 MN (profondità 1000 m).

I profili sonda delle campagne 2020/2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 27A, 27B, 27C, 27D, 28A).

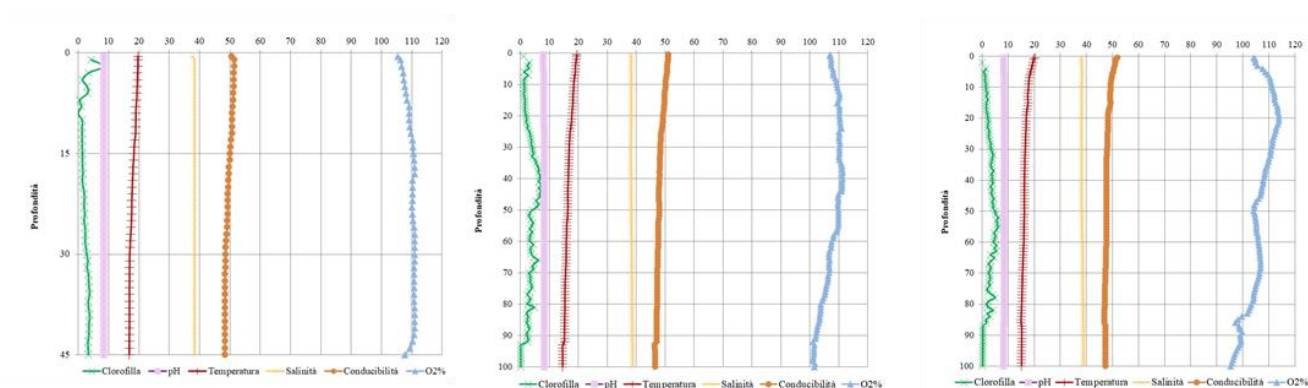


Figura 27A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

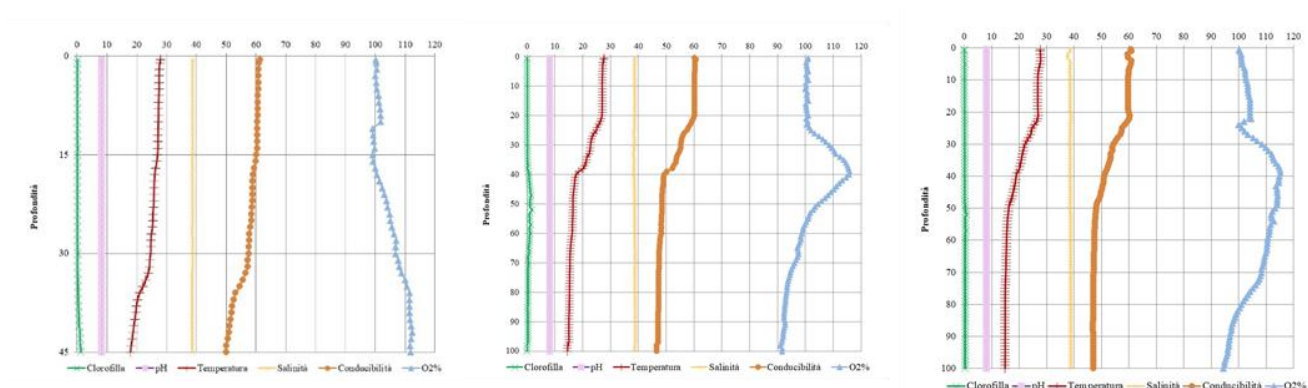


Figura 27B - Profili sonda (II campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

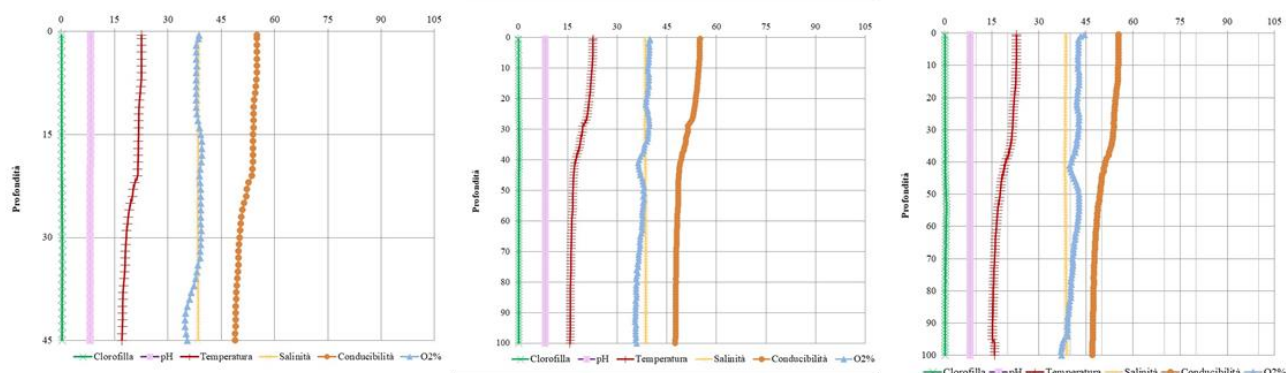


Figura 27C - Profili sonda (III campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

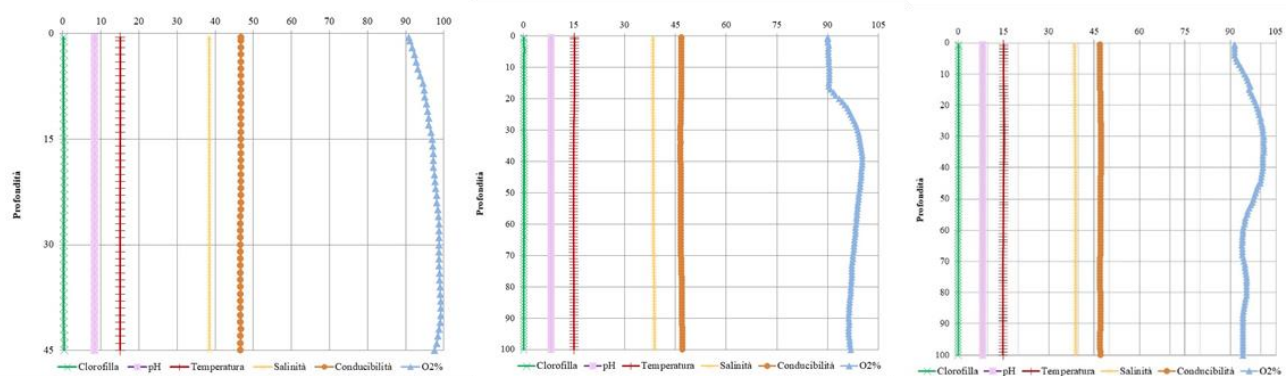


Figura 27D - Profili sonda (IV campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

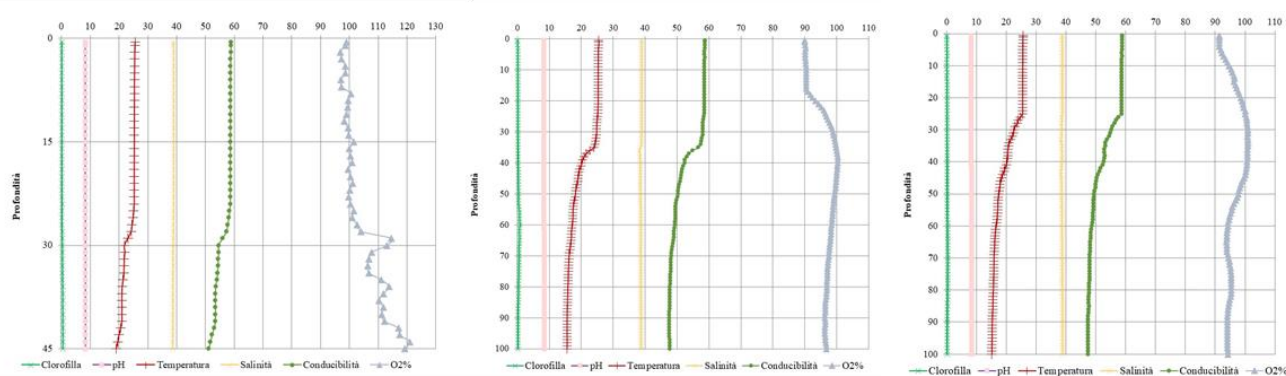
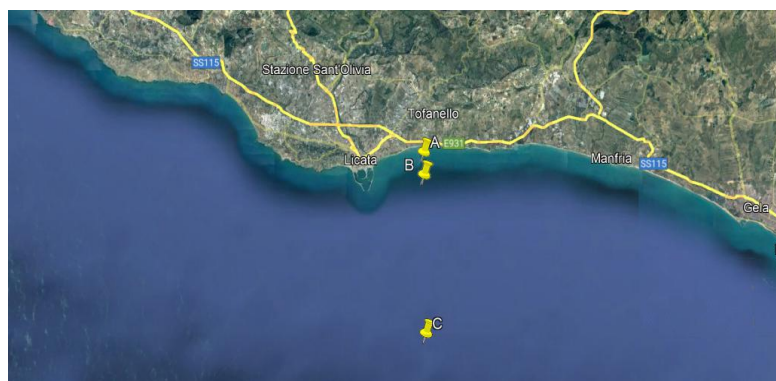


Figura 28A - Profili sonda (III campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

“Licata”



		Licata			
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,100500	13,983560	6,8
	B	1,5	37,08795	13,98385	10
	C	6	36,99893	13,98487	61

All'interno dell'area di studio di Licata, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda multiparametrica nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 6,8m), nella stazione 1,5 MN (profondità 10 m) e nella stazione 6 MN (profondità 61 m).

I profili sonda delle campagne 2020/2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 29A, 29B, 29C, 29D, 30A).

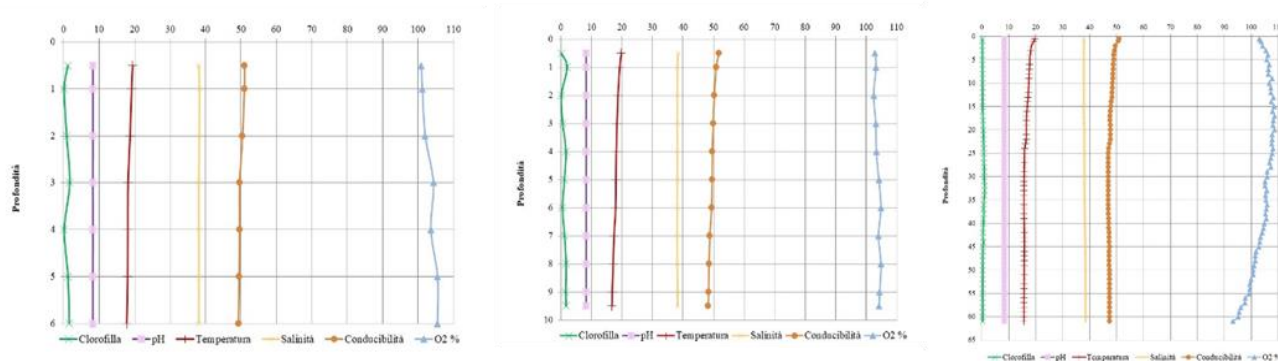


Figura 29A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

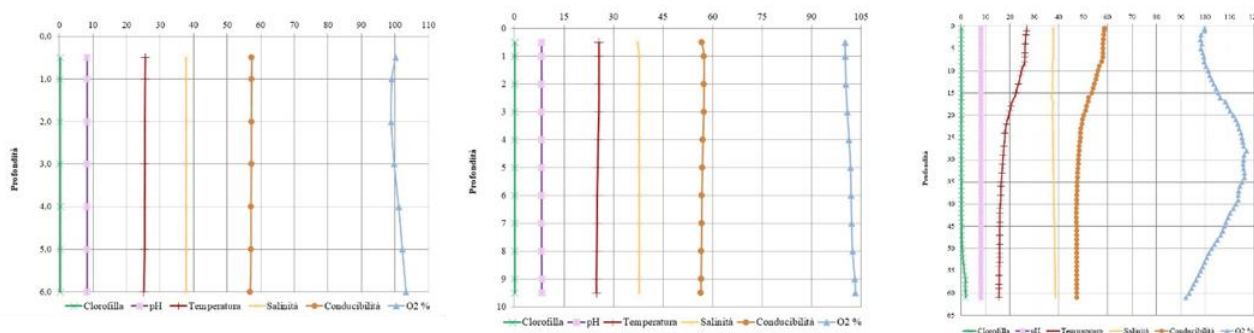


Figura 29B - Profili sonda (II campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

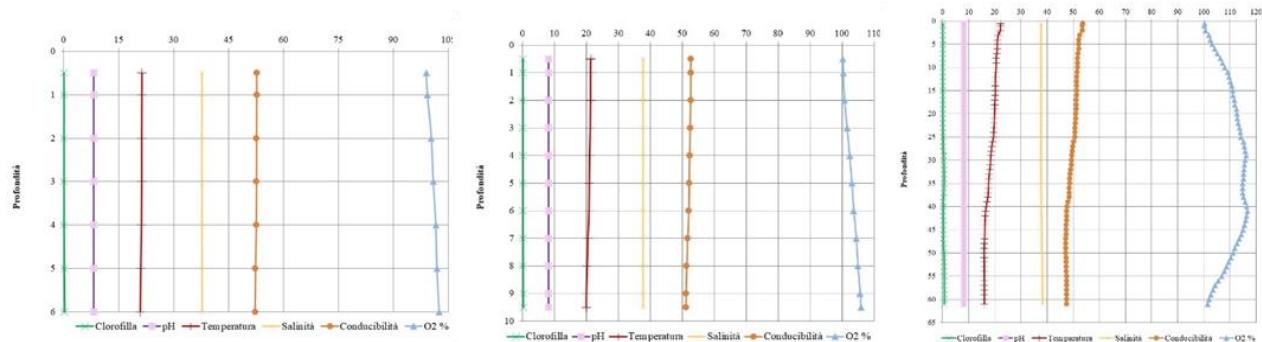


Figura 29C - Profili sonda (III campagna - Autunno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

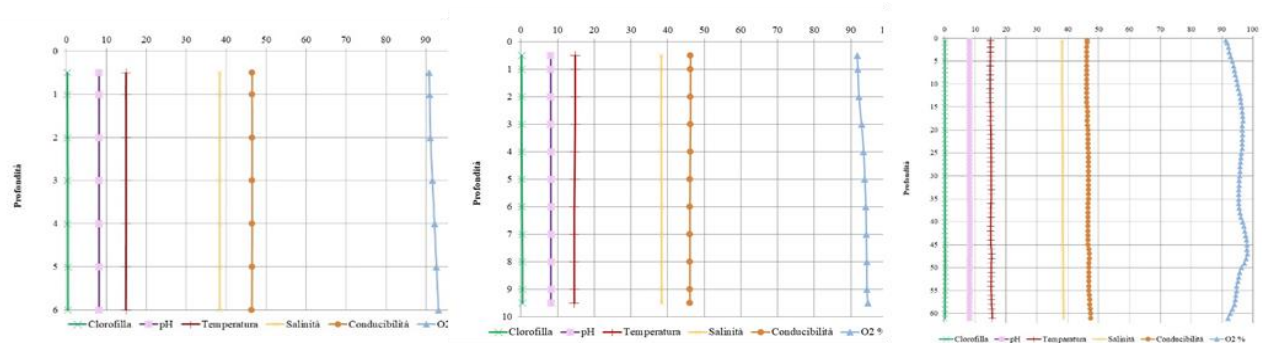


Figura 29D - Profili sonda (IV campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

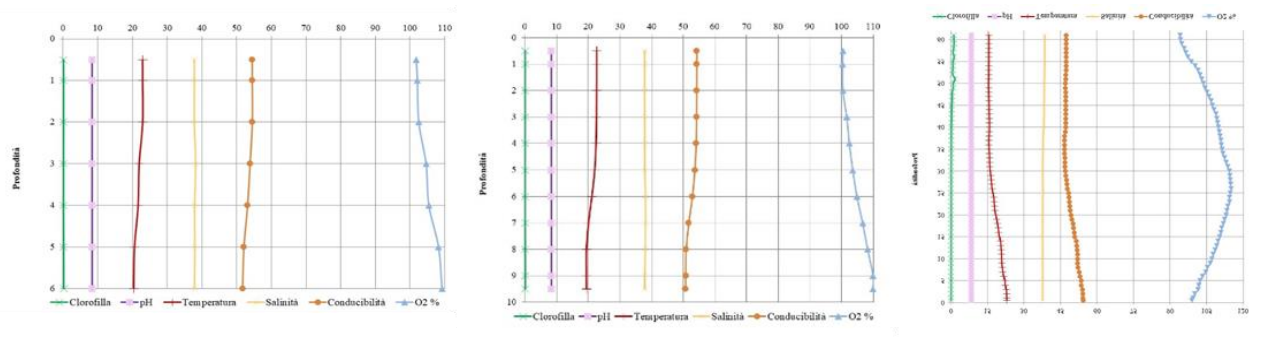


Figura 30A - Profili sonda (I campagna - Primavera 2021) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

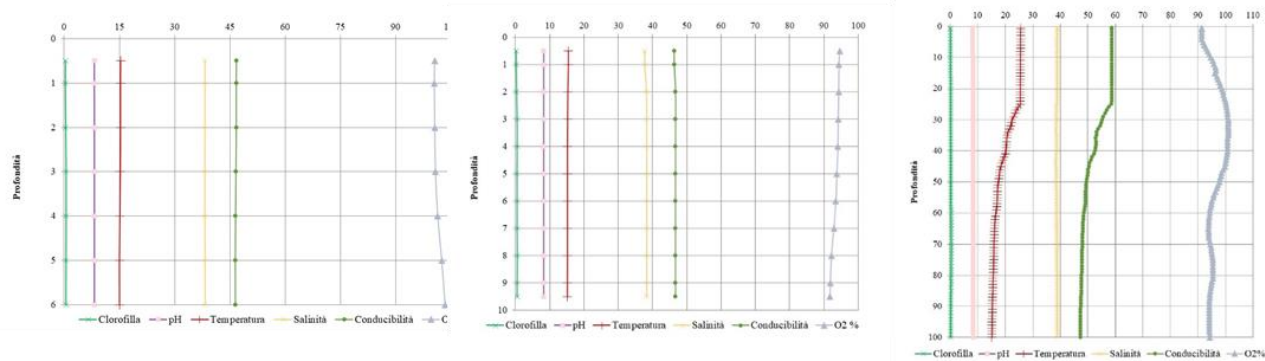
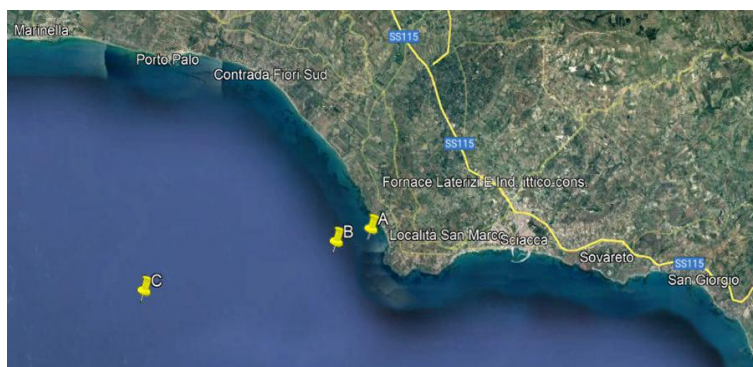


Figura 30B - Profili sonda (III campagna - Autunno 2021) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

“Sciacca”



Sciacca					
Matrice	Stazione	MN	Lat N	Long E	Prof.
Acqua/biota	A	0,5	37,508081	13,004472	14,2
	B	1,5	37,50318	12,987335	25
	C	6	37,48432	12,8925	55

All'interno dell'area di studio di Sciacca, i parametri fisico chimici ottenuti mediante sonda multiparametrica nel periodo 2020-2021 sono stati misurati nella stazione 0,5 MN (profondità 14,2m), nella stazione 1,5 MN (profondità 25 m) e nella stazione 6 MN (profondità 55 m).

I profili sonda delle campagne 2020 e 2021 sono riportati nelle immagini che seguono (Figure 31A, 31B, 31C, 31D, 32A,32B, 32C,32D).

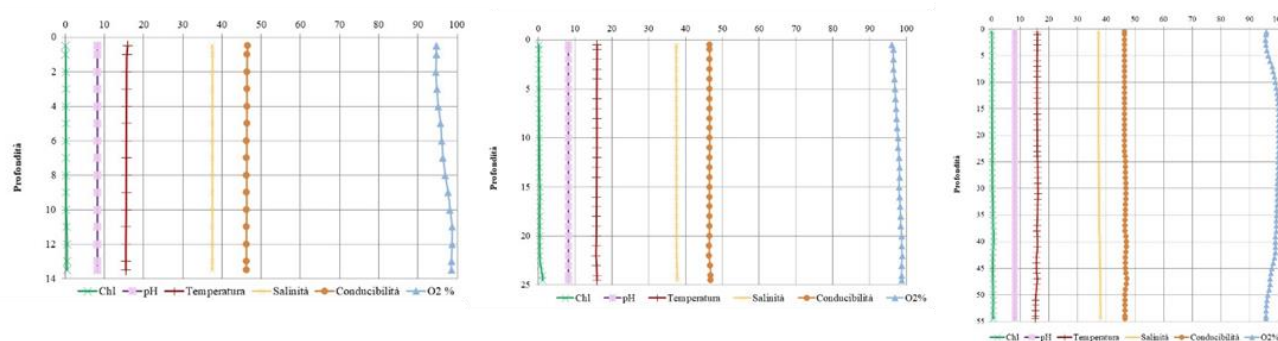


Figura 31A - Profili sonda (I campagna - Inverno 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

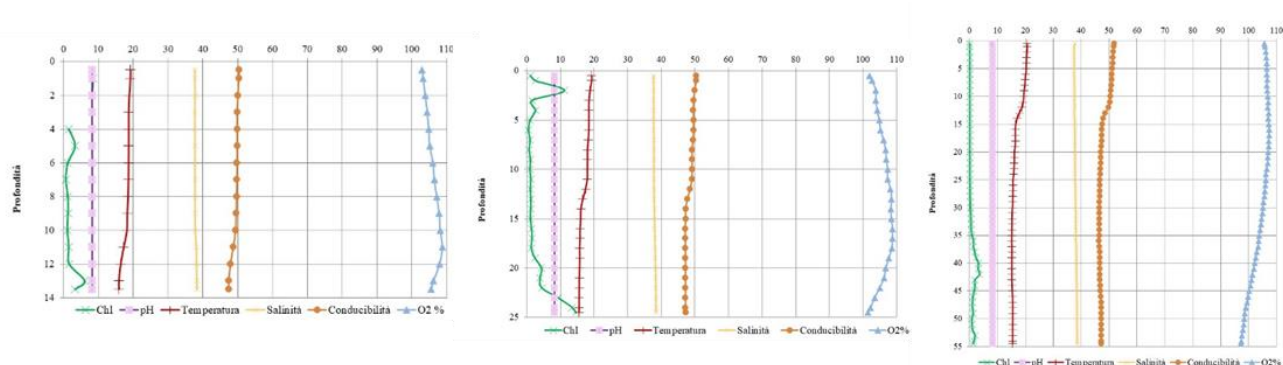


Figura 31B - Profili sonda (II campagna - Primavera 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

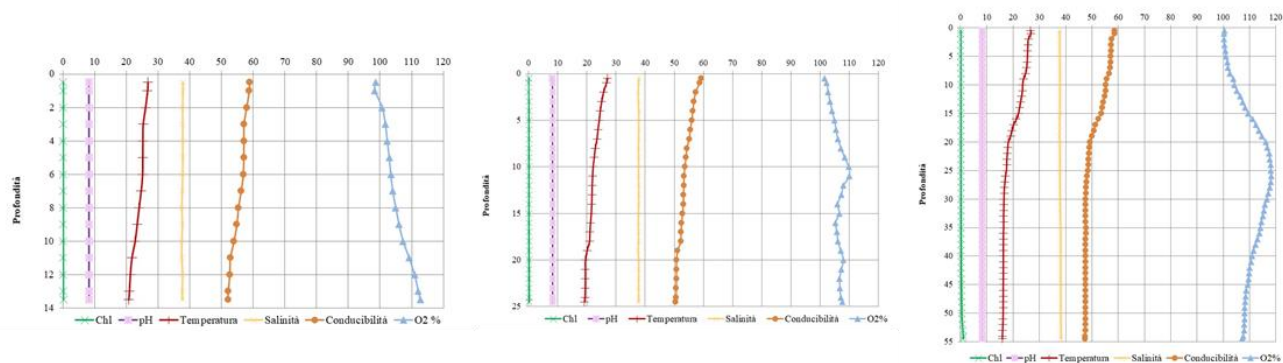


Figura 31C - Profili sonda (III campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

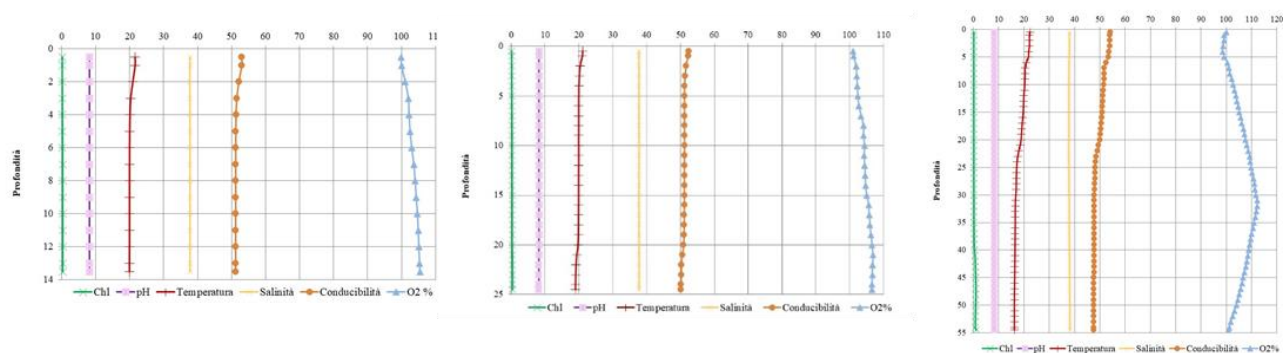


Figura 31D - Profili sonda (IV campagna - Estate 2020) Stazioni 0,5 MN, 1,5 MN, 6 MN

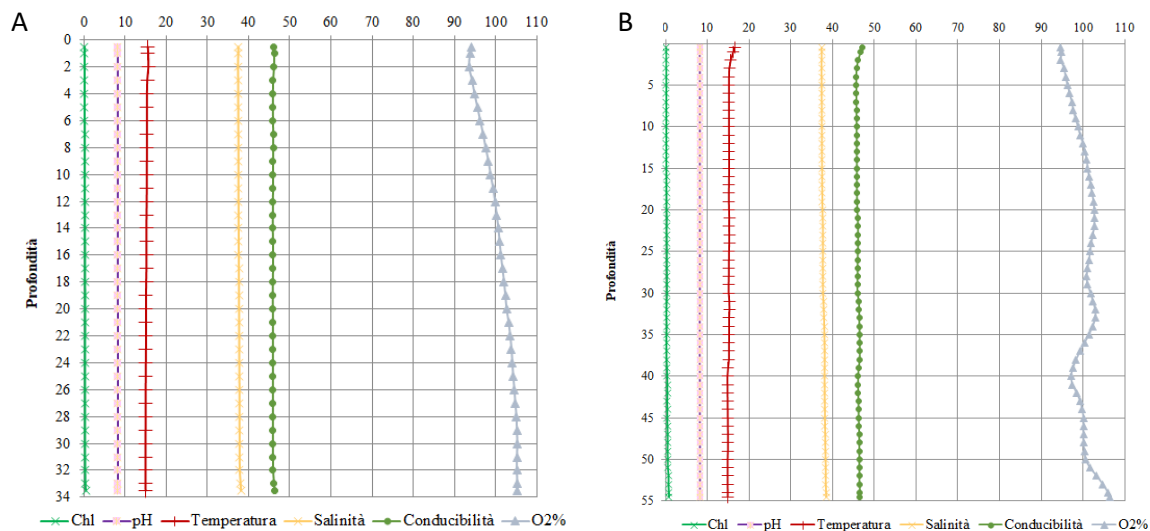


Figura 32A - Profili sonda (I campagna - Inverno 2021) Stazione 1,5 MN (A), 6 MN (B)

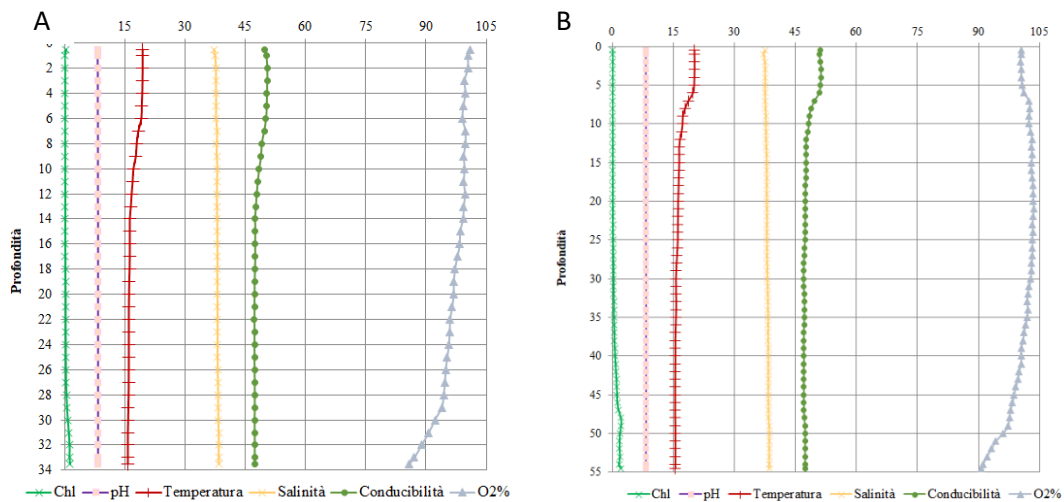


Figura 32B - Profili sonda (II campagna - Primavera 2021) Stazione 1,5 MN (A), 6 MN (B)

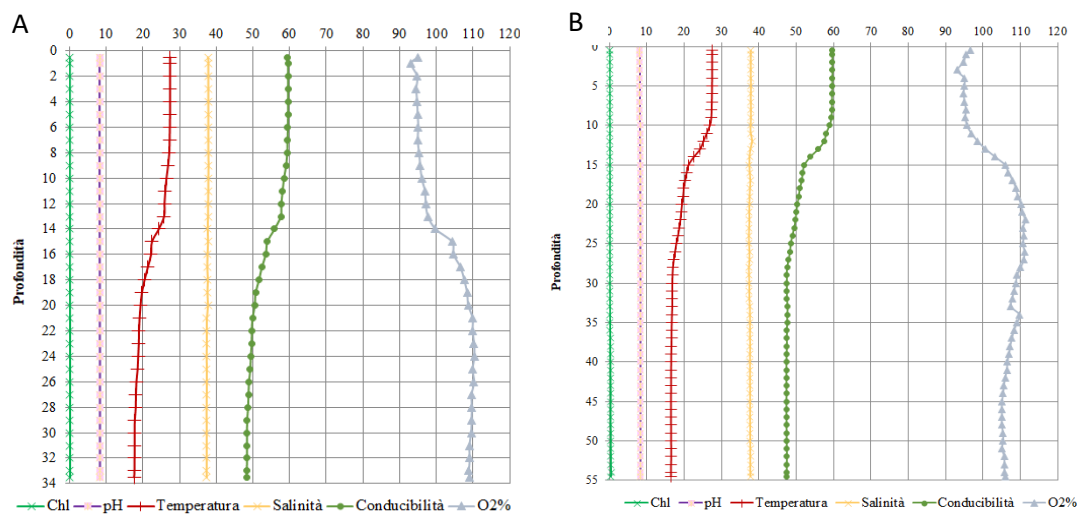


Figura 32C - Profili sonda (III campagna - Estate 2021) Stazione 1,5 MN (A), 6 MN (B)

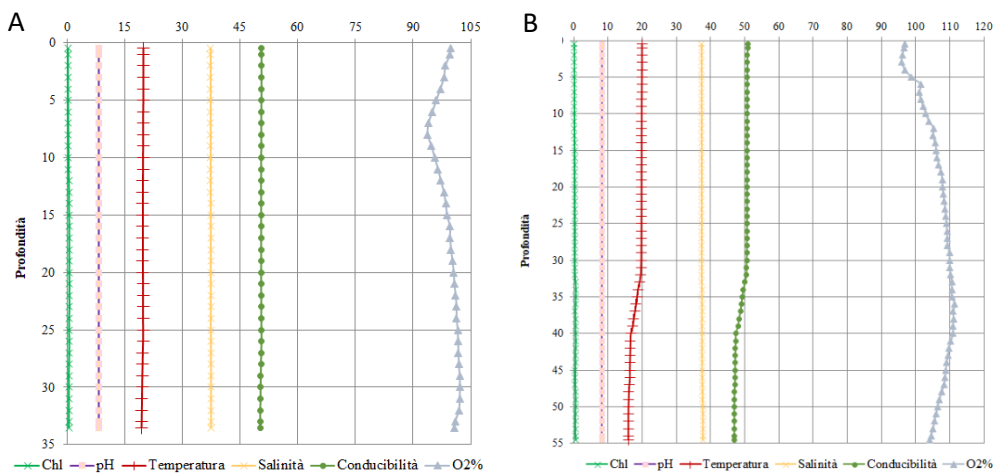


Figura 32D - Profili sonda (IV campagna - Autunno 2021) Stazione 1,5 MN (A), 6 MN (B)

Concentrazione di nutrienti disciolti e totali nelle acque costiere superficiali

“Isole Egadi”

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso le Isole Egadi, sono riportati nella Tabella 3.

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	Isole Egadi 0,5	11/06/2020	217,71	14,16	200,99	1,39	12,05	2,85	22,10
	Isole Egadi 1,5	11/06/2020	150,72	<2,1	<2,8	1,46	7,74	<1,55	20,11
	Isole Egadi 6	11/06/2020	166,32	<2,1	<2,8	1,96	9,79	<1,55	24,15
ESTATE	Isole Egadi 0,5	31/07/2020	399,02	53,39	4,82	<0,42	8,67	<1,55	14,89
	Isole Egadi 1,5	31/07/2020	321,60	35,66	3,57	<0,42	6,50	<1,55	16,54
	Isole Egadi 6	31/07/2020	351,95	58,49	17,26	1,16	7,90	<1,55	28,90
AUTUNNO	Isole Egadi 0,5	01/10/2020	221,00	20,77	13,89	1,54	6,04	1,67	39,04
	Isole Egadi 1,5	01/10/2020	272,87	36,15	30,94	2,80	4,12	1,67	30,19
	Isole Egadi 6	01/10/2020	252,66	24,89	14,32	1,60	5,17	2,17	43,95
INVERNO	Isole Egadi 0,5	15/01/2020	270,22	13,63	<2,8	3,14	16,66	2,26	46,00
	Isole Egadi 1,5	15/01/2020	273,08	11,00	<2,8	0,98	10,90	<1,55	44,29
	Isole Egadi 6	15/01/2020	234,87	16,42	<2,8	0,90	12,11	1,61	80,63

Tabella 3. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso le Isole Egadi.

Le acque superficiali nell'area delle Isole Egadi sono caratterizzate da concentrazioni medie di azoto totale di 261 µg/l (come N) mentre il valore massimo di 399.02 µg/l (come N) e minimo di 150.72 µg/l (come N) sono stati determinati rispettivamente in estate nella stazione IE 0,5 MN e in primavera nella stazione IE 1,5MN (Figura 33). Contestualmente le stesse acque mostrano valori medi di concentrazione di fosforo totale di 8.97 µg/l (come P) mentre il massimo valore di concentrazione di 16.66 µg/l (come P) e il minimo 4.12 µg/l (come P) di fosforo totale è stato determinato rispettivamente nel periodo invernale nella stazione IE 0,5 MN e in autunno nella stazione IE 1,5 MN (Figura 33). Per quanto riguarda la concentrazione media di azoto ammoniacale il valore è stato di 28.46 µg/l (come N), mentre un picco di massima concentrazione pari a 58.49 µg/l (come N) è stata riscontrato nel periodo estivo nella stazione IE 6MN e valori al di sotto del Limite di Rilevabilità (LR) in Primavera (Figura 33). Il massimo valore di concentrazione di 200.99 µg/l (come N) di azoto nitrico è stato determinato in primavera nella stazione IE 0,5 MN mentre nel periodo invernale i valori sono stati al di sotto del LR. In generale le acque superficiali hanno un valore di concentrazione media pari a 40.83 µg/l (come N) (Figura 33). Per quanto riguarda la concentrazione media di azoto nitroso il valore è stato di 1.69 µg/l (come N), mentre un picco di massima concentrazione pari a 3.14 µg/l (come N) è stata riscontrato nel periodo invernale nella stazione IE 0,5 MN e valori al di sotto del LR sono stati riscontrati in estate (Figura

33). Per quanto riguarda la concentrazione media di ortofosfato il valore è stato di 2.04 µg/l (come P), mentre un picco di massima concentrazione pari a 3.14 µg/l (come N) è stato riscontrato nel periodo invernale nella stazione IE 0,5 MN e valori al di sotto del LR sono stati riscontrati in estate (Figura 33). Infine, la concentrazione media di silicato il valore è stato di 34.23 µg/l (come Si), mentre un picco di massima concentrazione pari a 80.63 µg/l (come Si) è stato riscontrato nel periodo invernale nella stazione IE 6MN e minimo di 14.89 µg/l (come Si) è stato determinato in estate nella stazione IE 0,5MN (Figura 33).

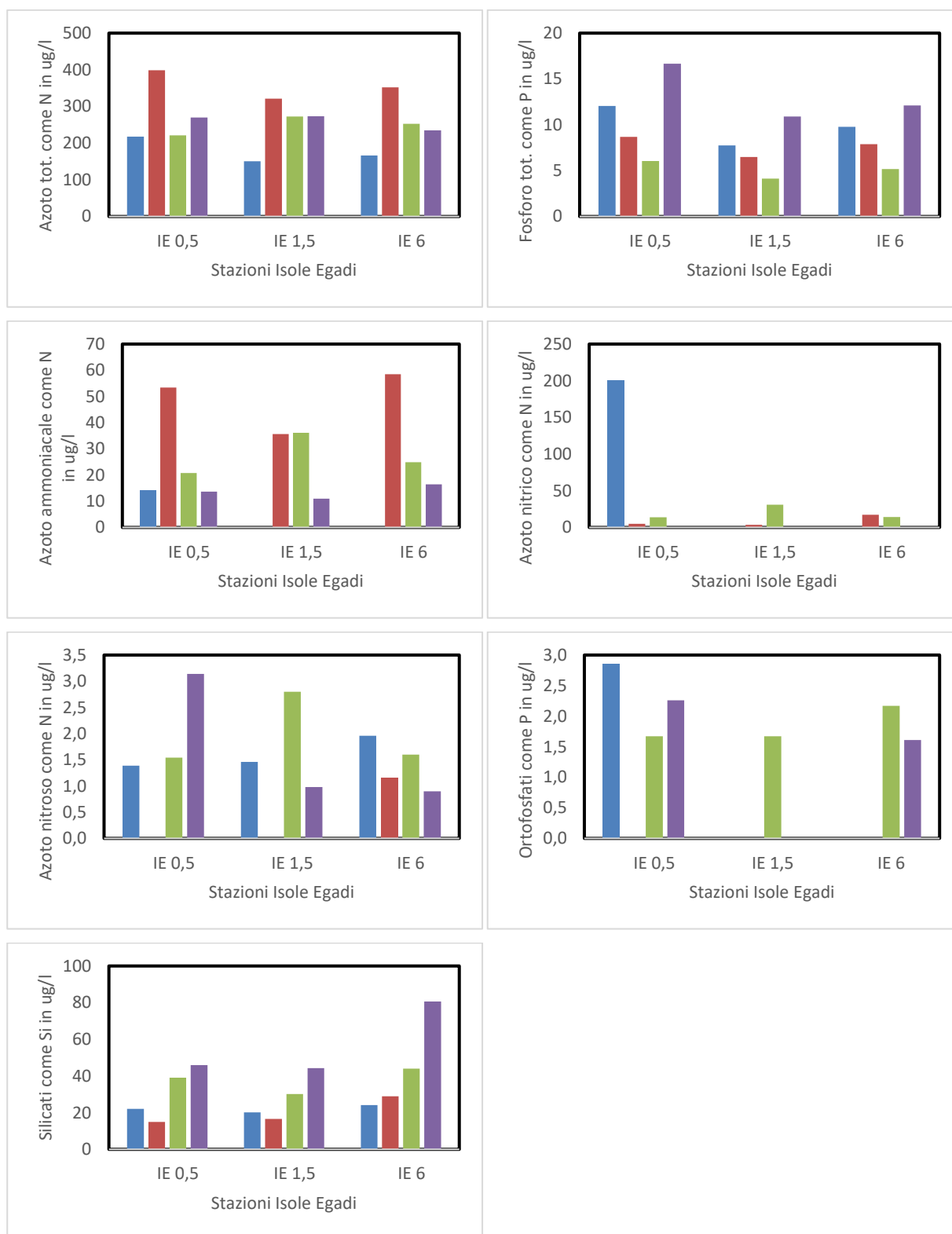


Figura 33 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito delle Isole Egadi nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

“Campofelice di Roccella”

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso Campofelice di Roccella, sono riportati nella Tabella 4

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	Campofelice di Roccella 0,5	03/06/2020	228,86	7,80	<2,8	0,81	11,46	2,79	25,36
	Campofelice di Roccella 1,5	03/06/2020	171,57	8,96	<2,8	0,83	9,17	<1,55	23,90
	Campofelice di Roccella 6	03/06/2020	151,63	<2,1	<2,8	0,97	7,71	<1,55	21,82
ESTATE	Campofelice di Roccella 0,5	07/08/2020	518,61	38,38	6,53	<0,42	11,03	<1,55	31,12
	Campofelice di Roccella 1,5	07/08/2020	344,00	34,04	4,80	<0,42	7,28	<1,55	32,21
	Campofelice di Roccella 6	07/08/2020	254,48	46,07	11,63	1,19	5,54	<1,55	22,72
AUTUNNO	Campofelice di Roccella 0,5	19/20/2020	419,79	66,80	341,14	2,21	8,24	2,63	111,67
	Campofelice di Roccella 1,5	19/20/2020	412,32	34,37	374,34	1,33	5,89	2,94	26,60
	Campofelice di Roccella 6	19/20/2020	472,32	32,96	24,13	1,16	13,81	4,68	31,54
INVERNO	Campofelice di Roccella 0,5	05/11/2021	282,27	44,00	10,65	0,59	10,04	8,67	143,15
	Campofelice di Roccella 1,5	05/11/2021	218,47	34,88	11,53	0,48	8,80	1,64	39,12
	Campofelice di Roccella 6	05/11/2021	239,39	42,13	16,88	0,74	8,15	3,35	71,87

Tabella 4. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso il sito di Campofelice di Roccella.

Le acque superficiali del sito di campionamento di Campofelice di Roccella sono caratterizzate da concentrazioni medie di azoto totale di 309.48µg/l (come N), di fosforo totale di 8.95µg/l (come P), di azoto ammoniacale di 35.49 µg/l (come N), di azoto nitrico di 89.07 µg/l (come N), di azoto nitroso di 1.03 µg/l (come N), di ortofosfato di 3.81 µg/l (come P) e di silicato di 48.42µg/l (come Si). Il picco di massima concentrazione di azoto totale, pari a 518.61µg/l, è stato determinato in primavera nella stazione CR 6MN mentre la minima concentrazione di 151.61 µg/l è stata determinata in estate nella stazione CR 0,5MN (Figura 34). Per quanto riguarda il parametro fosforo totale la massima concentrazione di 13.81 e la minima di 5.54 µg/l (come P) è stata determinata rispettivamente in autunno e in estate nella stazione CR 6 (Figura 34). Durante il periodo di campionamento autunnale nella stazione CR 0,5MN è stata riscontrata la massima concentrazione di azoto ammoniacale di 66.80µg/l (come N) mentre valori al di sotto del LR sono stati riscontrati in primavera nella stazione CR 6MN (Figura 34). Il massimo valore di concentrazione di azoto nitrico di 374.34 espresso in µg/l (come N) è stato determinato in autunno nella stazione CR 1,5MN mentre valori al di sotto del LR sono stati determinati nel periodo primaverile (Figura 34). Analogamente per l'azoto nitroso il massimo valore di concentrazione di 2.21 espresso in µg/l (come N) è stato determinato in autunno nella stazione CR 0,5MN mentre valori al di sotto del LR sono stati determinati nel periodo estivo (Figura 34). Il picco di ortofosfato pari a 8.67 µg/l (come P) è stato misurato nel periodo invernale nella stazione CR 0,5MN mentre i valori al di sotto del LR sono stati misurati nel periodo primaverile ed estivo (Figura 34). Infine i silicati disciolti nelle acque superficiali nell'area di Campofelice di Roccella esibiscono valori che oscillano tra

143.15 e 21.82 ($\mu\text{g/l}$ come Si) riscontrati rispettivamente nel periodo invernale nella stazione CR 0,5MN e primaverile nella stazione CR (Figura 34).

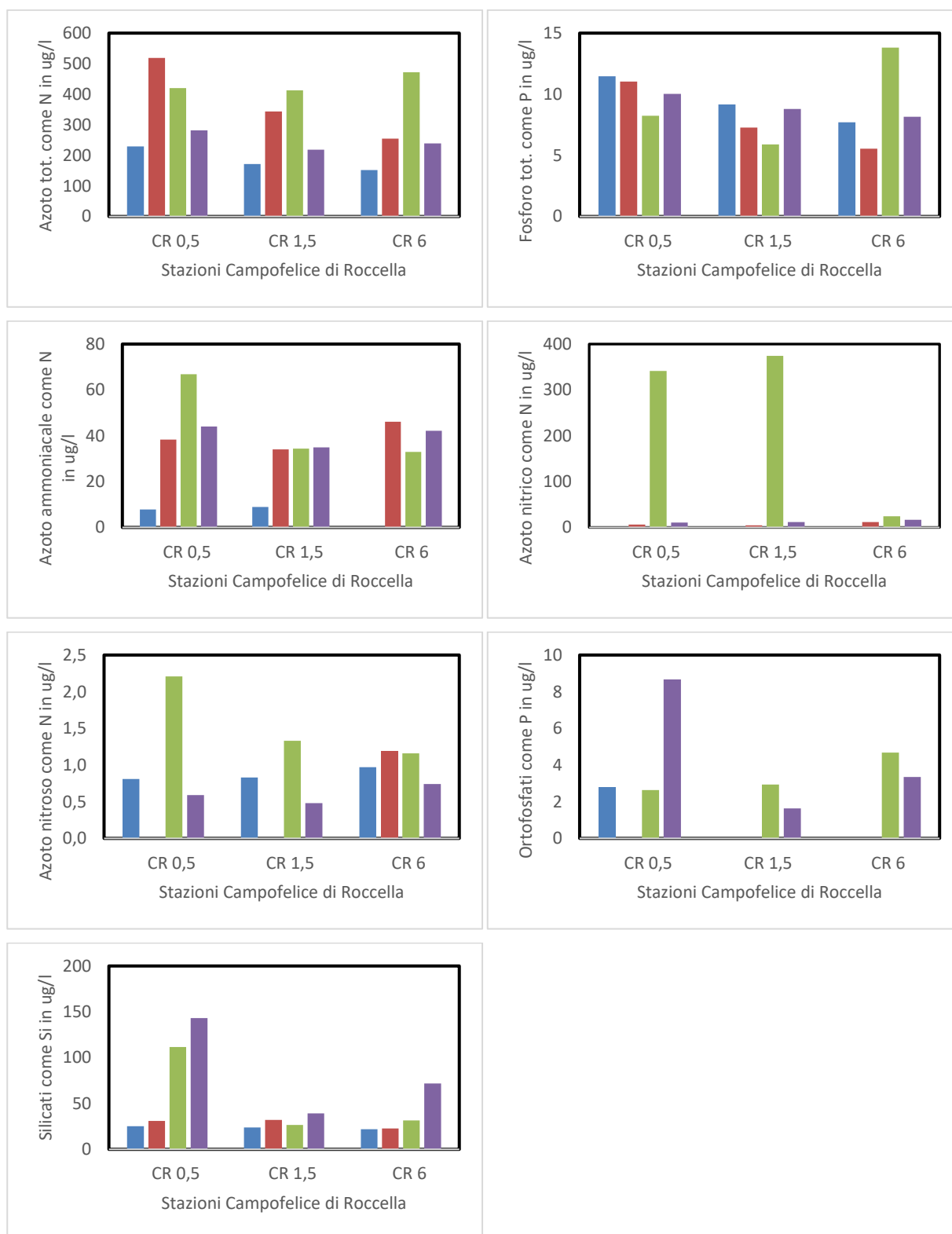


Figura 34 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito di Campofelice di Roccella nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

“Milazzo”

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso Milazzo, sono riportati nella Tabella 5

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	Milazzo 0,5	28/05/2020	147,12	<2,1	<2,8	0,77	7,15	<1,55	29,01
	Milazzo 1,5	28/05/2020	208,21	<2,1	<2,8	1,50	9,85	<1,55	34,18
	Milazzo 6	28/05/2020	173,20	2,87	<2,8	1,04	8,61	1,92	23,99
ESTATE	Milazzo 0,5	26/08/2020	238,86	36,08	6,63	0,95	9,94	<1,55	27,30
	Milazzo 1,5	26/08/2020	281,67	61,49	12,52	0,69	7,15	<1,55	39,12
	Milazzo 6	26/08/2020	368,41	64,49	11,09	1,01	8,98	<1,55	27,41
AUTUNNO	Milazzo 0,5	06/10/2020	223,87	17,41	19,88	1,44	5,92	2,35	67,38
	Milazzo 1,5	06/10/2020	260,52	43,97	123,21	1,81	6,19	4,24	44,49
	Milazzo 6	06/10/2020	953,46	10,66	70,32	8,03	16,11	3,35	67,29
INVERNO	Milazzo 0,5	08/03/2021	270,59	19,06	11,68	0,50	11,74	<1,55	65,13
	Milazzo 1,5	08/03/2021	289,12	20,23	10,88	<0,42	9,23	<1,55	35,56
	Milazzo 6	08/03/2021	256,97	43,70	11,12	0,81	6,75	2,11	52,55

Tabella 5. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso il sito di Milazzo.

La concentrazione media di azoto totale nelle acque superficiali del sito di Licata è di 306 (µg/l come N), mentre la concentrazione massima, pari a 953.46 (µg/l come N) è stata misurata in autunno nella stazione MZ 6MN e quella minima di 147.12 (µg/l come N) è stata misurata in primavera nella stazione MZ 0,5MN (Figura 35). Il sito è caratterizzato da una concentrazione media di fosforo totale di 8.97 (µg/l come P) mentre il valore massimo di 16.11 (µg/l come P) è stato riscontrato in autunno nella stazione MZ 6MN e il valore minimo di 5.92 (µg/l come P) è stato misurato sempre in autunno nella stazione MZ 0,5MN (Figura 35). Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale il valore medio di concentrazione era di 32 (µg/l come N) invece il massimo di concentrazione di 64.49 (µg/l come N) è stato determinato in estate nella stazione MZ 6MN. Contestualmente valori sotto il LR sono stati misurati nel periodo primaverile (Figura 35). Il valore medio di concentrazione di azoto nitrico era di 30.81 (µg/l come N) con un picco di massima concentrazione di 123.21 misurato in autunno nella stazione MZ 1,5MN mentre valori al di sotto del limite di rilevabilità strumentale furono determinati nel periodo primaverile (Figura 35). Il parametro azoto nitroso è caratterizzato da un valore medio di concentrazione nell'area di Milazzo di 1.69 (µg/l come N) mentre il valore di massima concentrazione pari a 8.03 (µg/l come N) è stato misurato in autunno nella stazione MZ 6MN. Il periodo invernale evidenzia valori al di sotto del LR (Figura 35). Le acque superficiali nell'area di Milazzo evidenziano valori di concentrazione di ortofosfati al di sotto del LR in estate, inverno e primavera, mentre il picco di concentrazione di 4.24 (µg/l come P) è stato misurato in autunno nella stazione MZ 1,5MN (Figura 35). Il valore medio di concentrazione di ortofosfato era di 2.79 (µg/l come P). I silicati disciolti nelle acque superficiali nell'area di Milazzo esibiscono valori compresi tra 67.38 e 23.99 (µg/l come Si) riscontrati rispettivamente nel periodo autunnale nella stazione MZ 0,5MN e primaverile nella stazione MZ 6MN (Figura

35). Le acque superficiali di Milazzo esibivano un valore medio di concentrazione nell'arco dell'anno pari a 42.78 ($\mu\text{g/l}$ come Si).

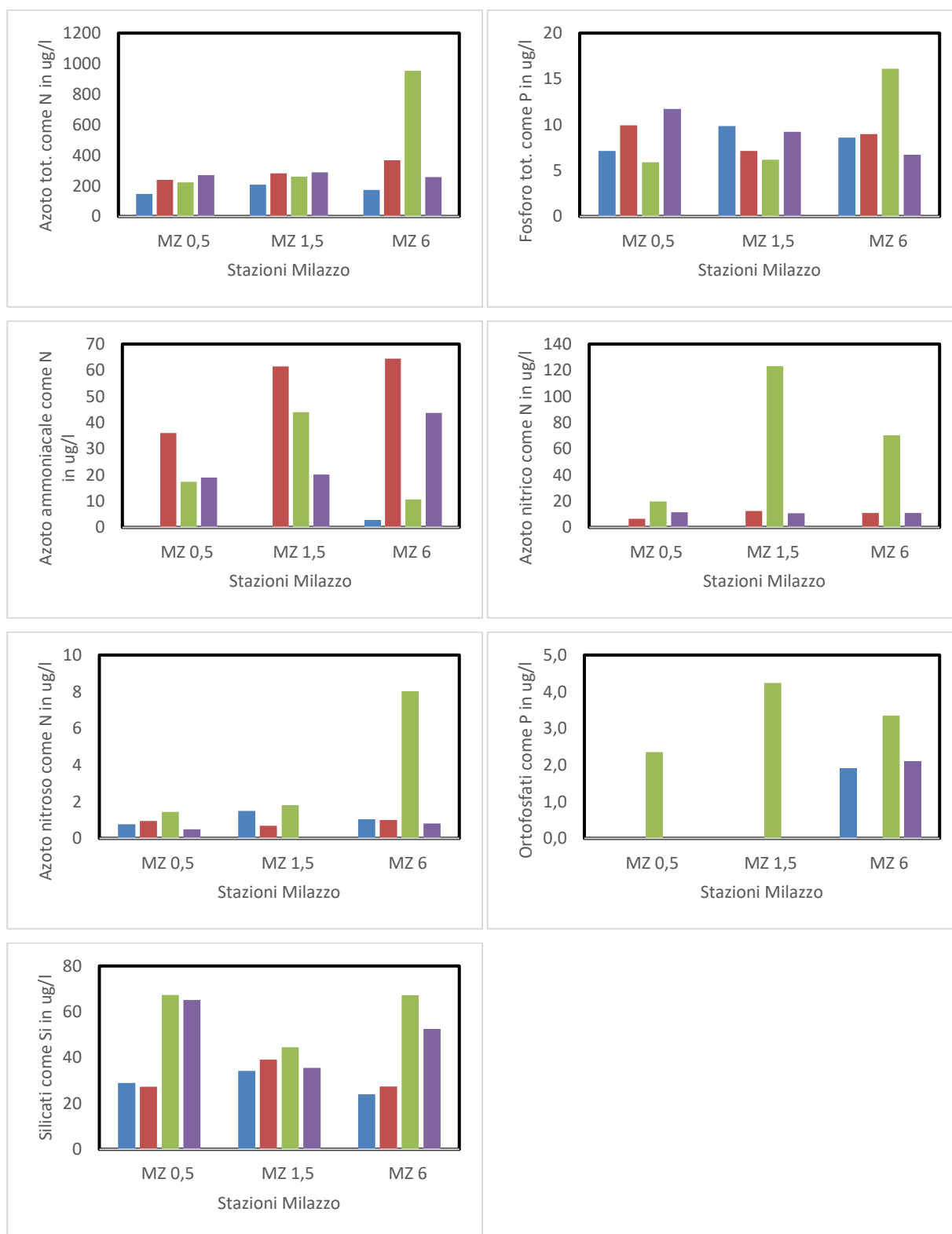


Figura 35 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito di Milazzo nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

“Augusta”

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso Augusta, sono riportati nella Tabella 6

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	AUGUSTA 0,5	26/05/2020	150,06	6,09	<2,8	1,33	8,08	<1,55	21,60
	AUGUSTA 1,5	26/05/2020	150,70	5,43	<2,8	1,01	9,11	2,97	38,87
	AUGUSTA 6	26/05/2020	178,93	6,93	<2,8	1,18	10,69	7,53	50,19
ESTATE	AUGUSTA 0,5	27/08/2020	428,70	35,68	34,96	0,71	13,07	<1,55	23,42
	AUGUSTA 1,5	27/08/2020	279,15	51,24	17,12	0,57	9,14	<1,55	13,57
	AUGUSTA 6	27/08/2020	296,00	46,24	10,80	<0,42	6,32	<1,55	10,70
AUTUNNO	AUGUSTA 0,5	20/10/2020	433,31	32,54	70,68	2,48	10,16	6,01	42,44
	AUGUSTA 1,5	20/10/2020	341,81	16,16	263,56	2,17	5,85	3,69	72,04
	AUGUSTA 6	20/10/2020	434,71	66,41	100,36	3,05	7,09	1,64	29,71
INVERNO	AUGUSTA 0,5	11/03/2021	323,30	70,36	62,43	0,85	10,13	2,08	178,99
	AUGUSTA 1,5	11/03/2021	382,66	33,46	22,30	<0,42	9,08	<1,55	47,47
	AUGUSTA 6	11/03/2021	311,71	26,25	10,35	<0,42	8,98	<1,55	59,12

Tabella 6. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso il sito di Augusta.

Le acque superficiali del sito di Augusta evidenziano una concentrazione media di azoto totale (µg/l come N) di 309.25, mentre la concentrazione massima, pari a 433.31 e minima di 150.06 sono state riscontrate rispettivamente nel periodo autunnale e primaverile nella stazione AU 0,5 (Figura 36). Il sito è caratterizzato da una concentrazione media di fosforo totale di 8.98 (µg/l come P) mentre il valore massimo di 13.07 (µg/l come P) è stato riscontrato nel periodo estivo nella stazione AU 0,5MN e il valore minimo di 5.85 (µg/l come P) è stato misurato nel periodo autunnale nella stazione AU 1,5MN (Figura 36). Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale il valore medio di concentrazione era di 33.07 (µg/l come N) invece il massimo di concentrazione di 70.36 (µg/l come N) è stato misurato in inverno nella stazione AU 0,5MN e minimo di 5.43 (µg/l come N) in primavera nella stazione AU 1,5MN (Figura 36). Il valore medio di concentrazione di azoto nitrico era di 65.84 (µg/l come N). L'elevata deviazione standard è legata all'accentuato valore di picco di concentrazione, pari a 263.56 misurato in autunno nella stazione AU 1,5MN e ai valori al di sotto del limite di variabilità strumentale relativi al periodo primaverile (Figura 36). Il parametro azoto nitroso era caratterizzato da un valore medio di concentrazione nell'area di Augusta di 1.48 (µg/l come N) mentre il valore di massima concentrazione pari a 3.05 (µg/l come N) è stato misurato in autunno nella stazione AU 6. Il periodo invernale evidenzia valori al di sotto del LR (Figura 36). Le acque superficiali nell'area di Augusta evidenziano valori di concentrazione di ortofosfati al di sotto del LR sia in estate che in inverno, mentre il picco di concentrazione di 7.53 (µg/l come P) è stato misurato in primavera nella stazione AU 6 (Figura 36). In generale le acque hanno mostrato valori medi di concentrazione di ortofosfato pari a 3.99 (µg/l come P). I silicati disciolti nelle acque superficiali nell'area di Augusta esibiscono valori che oscillano tra 10.70 e 178.99 (µg/l come Si) riscontrati rispettivamente nel periodo estivo nella stazione AU 6 e invernale nella stazione AU

0,5MN (Figura 36). Le acque superficiali di Augusta sono rappresentati da un valore medio di concentrazione nell'arco dell'anno pari a 49.01 ($\mu\text{g/l}$ come Si).

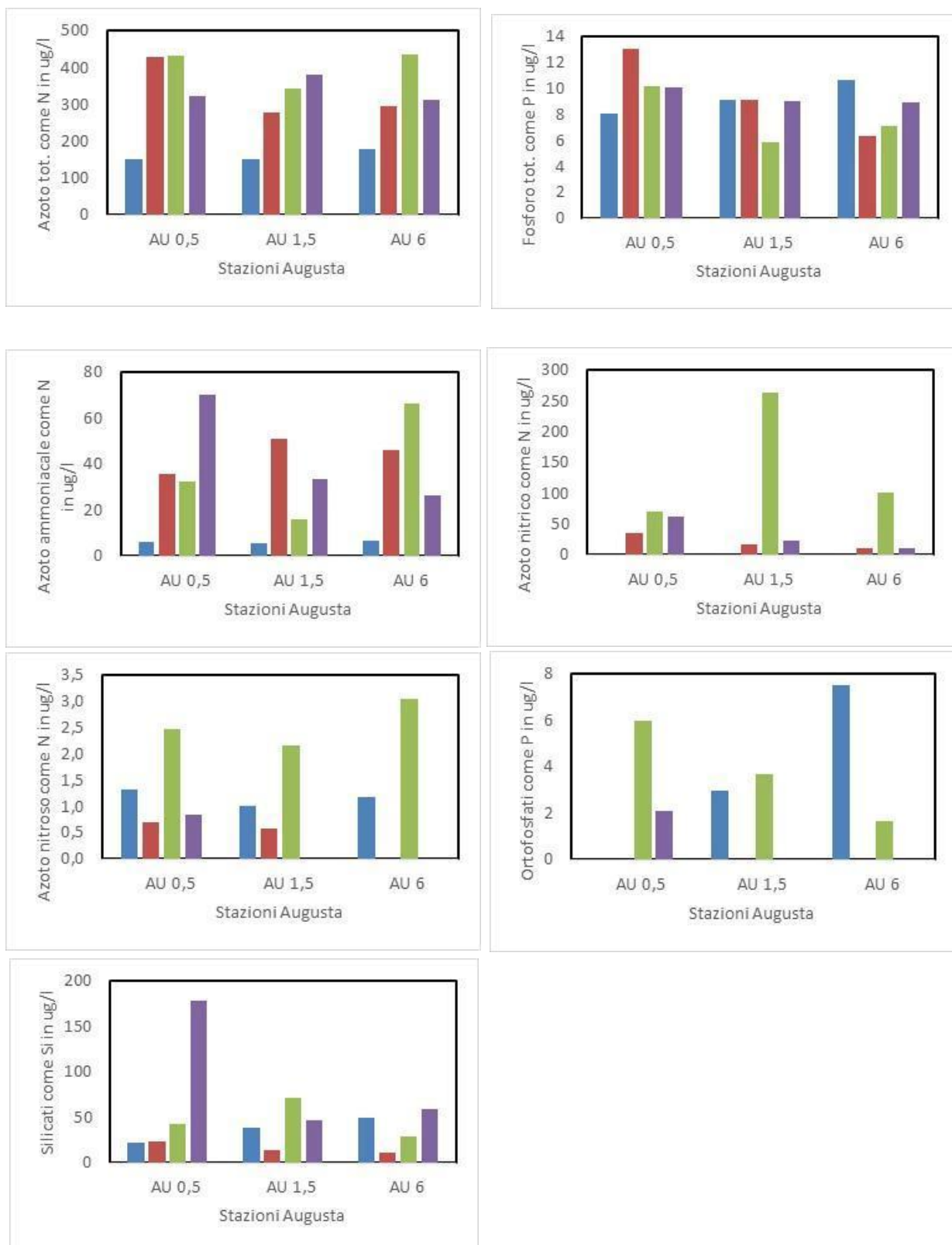


Figura 36 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito di Augusta nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

Licata

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso Licata, sono riportati nella Tabella 7

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	Licata 0,5	19/06/2020	149,76	15,35	<2,8	1,11	9,26	<1,55	19,94
	Licata 1,5	19/06/2020	152,72	9,85	<2,8	1,50	11,46	<1,55	34,88
	Licata 6	19/06/2020	186,08	27,48	<2,8	1,39	8,89	1,67	38,03
ESTATE	Licata 0,5	29/07/2020	251,73	32,31	4,61	<0,42	8,98	<1,55	25,42
	Licata 1,5	29/07/2020	243,08	30,52	3,12	<0,42	8,86	<1,55	18,68
	Licata 6	29/07/2020	229,21	48,91	22,52	<0,42	5,64	<1,55	33,62
AUTUNNO	Licata 0,5	02/10/2020	289,40	60,41	116,19	2,72	8,77	2,14	36,23
	Licata 1,5	02/10/2020	331,25	81,80	80,97	1,85	7,74	3,13	79,15
	Licata 6	02/10/2020	377,92	63,44	97,49	2,61	6,78	2,73	24,27
INVERNO	Licata 0,5	25/03/2021	352,23	41,78	93,61	2,84	16,11	<1,55	46,40
	Licata 1,5	25/03/2021	388,04	23,52	39,16	2,83	16,85	<1,55	65,83
	Licata 6	25/03/2021	278,87	37,44	51,92	2,75	8,15	<1,55	44,07

Tabella 7. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso il sito di Licata.

Le acque superficiali del sito di Licata evidenziano una concentrazione media di azoto totale (µg/l come N) di 269.19, mentre la concentrazione massima, pari a 388.04 e minima di 149.76 sono state riscontrate rispettivamente nel periodo invernale nella stazione LI 1,5MN e primaverile nella stazione LI 0,5MN (Figura 37). Il sito è caratterizzato da una concentrazione media di fosforo totale di 9.79 (µg/l come P) mentre il valore massimo di 16.85 (µg/l come P) è stato riscontrato in inverno nella stazione LI 1,5MN e il valore minimo di 5.64 (µg/l come P) è stato misurato nel periodo estivo nella stazione LI 6 (Figura 37). Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale il valore medio di concentrazione era di 39.40 (µg/l come N) invece il massimo di concentrazione di 81.80 (µg/l come N) e minimo di 9.85 (µg/l come N) furono determinati in autunno e in primavera nella stazione LI 1,5MN (Figura 37). Il valore medio di concentrazione di azoto nitrico è di 56.62 (µg/l come N) con un picco di massima concentrazione di 116.19 misurato in autunno nella stazione LI 0,5MN mentre valori al di sotto del limite di rilevabilità strumentale furono determinati nel periodo primaverile (Figura 37). Il parametro azoto nitroso è caratterizzato da un valore medio di concentrazione nell'area di Licata di 2.18 (µg/l come N) mentre il valore di massima concentrazione pari a 2.84 (µg/l come N) è stato misurato in inverno nella stazione LI 0,5MN. Il periodo primaverile evidenzia valori al di sotto del RL (Figura 37). Le acque superficiali nell'area di Licata evidenziano valori di concentrazione di ortofosfati al di sotto del RL sia in estate che in inverno, mentre il picco di concentrazione di 3.13 (µg/l come P) è stato misurato in autunno nella stazione LI 1,5MN (Figura 37). In generale le acque hanno mostrato valori medi di concentrazione di ortofosfato pari a 2.42 (µg/l come P). I silicati disciolti nelle acque superficiali nell'area di Licata esibiscono valori che oscillano tra 18.68 e 79.15 (µg/l come Si) riscontrati rispettivamente nel periodo estivo e autunnale nella stazione LI 1,5MN (Figura 37). Le acque superficiali di Licata sono rappresentati da un valore medio di concentrazione nell'arco dell'anno pari a 38.88 (µg/l come Si).

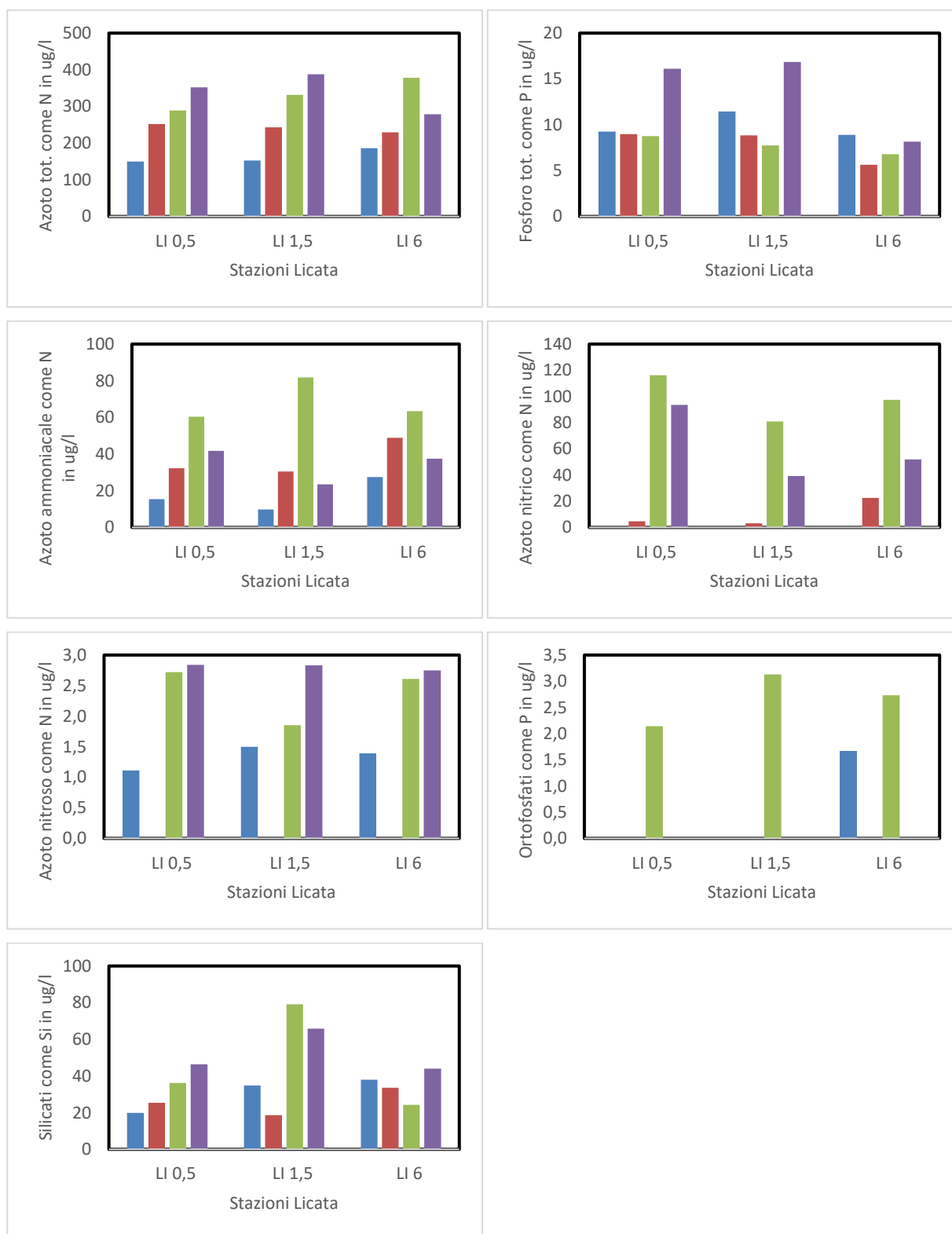


Figura 37 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito di Licata nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

Sciacca - Capo San Marco.

I dati relativi ai nutrienti determinati nei campioni effettuati presso Sciacca – Capo San Marco, sono riportati nella Tabella 8

Stagione	Stazione	Data di Campionamento	Azoto totale	Azoto ammoniacale	Azoto nitrico	Azoto nitroso	Fosforo totale	Ortofosfati	Silicati
			µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come N	µg/l come P	µg/l come P	µg/l come Si
PRIMAVERA	San Marco 0,5	12/06/2020	227,70	11,50	<2,8	1,04	10,19	<1,55	14,24
	San Marco 1,5	12/06/2020	157,80	2,52	<2,8	0,92	9,76	<1,55	15,14
	San Marco 6	12/06/2020	199,53	6,11	<2,8	1,13	10,41	<1,55	18,14
ESTATE	San Marco 0,5	30/07/2020	471,10	62,63	9,76	<0,42	11,12	<1,55	14,80
	San Marco 1,5	30/07/2020	415,99	71,81	11,89	0,71	8,21	2,35	186,01
	San Marco 6	30/07/2020	771,23	129,87	19,65	1,16	8,92	<1,55	24,49
AUTUNNO	San Marco 0,5	08/10/2020	240,26	31,21	13,12	1,81	4,99	1,67	23,79
	San Marco 1,5	08/10/2020	306,94	149,03	129,84	4,02	8,80	3,75	237,05
	San Marco 6	08/10/2020	524,51	90,57	418,25	1,93	5,95	2,20	399,50
INVERNO	San Marco 0,5	14/01/2020	190,34	12,10	<2,8	1,40	11,65	1,64	52,07
	San Marco 1,5	14/01/2020	281,71	8,36	<2,8	0,71	10,04	2,32	39,10
	San Marco 6	14/01/2020	116,12	5,04	8,68	1,26	11,15	<1,55	53,93

Tabella 8. Dettaglio analitico dei nutrienti determinati nelle diverse campagne effettuate presso il sito di Sciacca – Capo San Marco.

Le acque superficiali del sito di campionamento di Capo San Marco sono caratterizzate da concentrazioni medie di azoto totale di 325 µg/l (come N), di fosforo totale di 9.27µg/l (come P), di azoto ammoniacale di 48.40µg/l (come N), di azoto nitrico di 87.31µg/l (come N), di azoto nitroso di 1.46µg/l (come N), di ortofosfato di 2.32µg/l (come P) e di silicato di 89.86µg/l (come Si). Il picco di massima concentrazione di azoto totale, pari a 771.23µg/l, è stato determinato in autunno mentre la minima concentrazione di 116.12 µg/l è stata determinata in inverno nella medesima stazione SM 6 (Figura 38). Per quanto riguarda il parametro fosforo totale la massima concentrazione di 11.65 e la minima di 4.99 µg/l (come P) è stata determinata rispettivamente in inverno e in autunno nella stazione SM 1,5MN (Figura 38). Durante il periodo di campionamento autunnale nella stazione SM 1,5MN è stata riscontrata la massima concentrazione di azoto ammoniacale di 149.03µg/l (come N) mentre il più basso valore di concentrazione è stato determinato nella medesima stazione ma nel periodo primaverile (Figura 38). Il massimo valore di concentrazione di azoto nitrico di 418.25 espresso in µg/l (come N) è stato determinato in autunno nella stazione SM 6 mentre valori al di sotto del LR sono stati determinati sia nel periodo primaverile che invernale (Figura 38). Per l'azoto nitroso il massimo valore di concentrazione di 4.02 espresso in µg/l (come N) è stato determinato in autunno nella stazione SM 1,5MN mentre valori al di sotto del LR sono stati determinati nel periodo estivo (Figura 38). Il picco di ortofosfato pari a 3.75 µg/l (come P) è stato misurato nel periodo autunnale nella stazione SM 1,5MN mentre i valori al di sotto del LR sono stati misurati nel periodo primaverile ed estivo (Figura 38). Infine i silicati disciolti nelle acque superficiali nell'area di Capo San Marco esibivano valori tra 399.50 e 14.24

($\mu\text{g/l}$ come Si) riscontrati rispettivamente nel periodo autunnale nella stazione SM 6 e primaverile nella stazione SM 0,5MN (Figura 38).

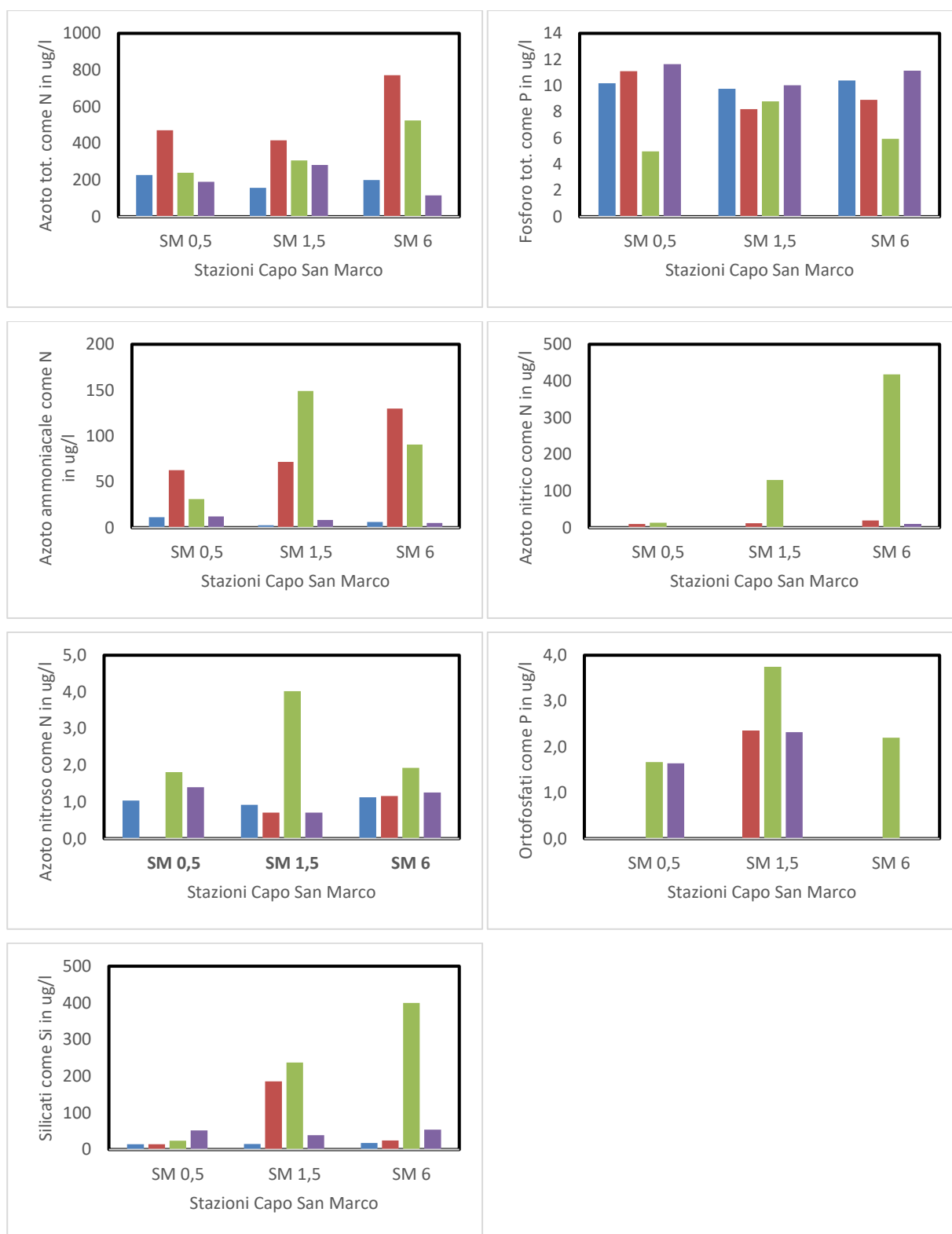


Figura 38 - Istogrammi di concentrazione di azoto e fosforo totale, azoto ammoniacale, azoto nitrico, azoto nitroso, ortofosfato e silicato, espresse in $\mu\text{g/l}$, presenti nel sito di Capo San Marco nel periodo primaverile (blu), estivo (marrone), autunnale (verde) e invernale (viola).

TRIX (Indice trofico) (DM 260/2010)

Durante le campagne stagionali di monitoraggio 2020/2021, per tutte le aree di indagine, caratterizzate dalla tipologia "a bassa stabilità" della colonna d'acqua, il valore medio ottenuto per l'indice TRIX, relativo al livello di produttività nelle acque marino-costiere, è risultato $\leq 1,8$ che corrisponde ad uno stato trofico BUONO (Tab. 9).

Area	Stazione	TRIX medio
Isole Egadi	0,5 MN	1,5
	1,5 MN	1
	6 MN	1,1
Campodelice di Roccella	0,5 MN	1,6
	1,5 MN	1,8
	6 MN	1,6
Milazzo	0,5 MN	1
	1,5 MN	1,2
	6 MN	1,4
Augusta	0,5 MN	1,5
	1,5 MN	1,4
	6 MN	1,2
Licata	0,5 MN	1,4
	1,5 MN	1,6
	6 MN	1,3
Sciacca	0,5 MN	1,3
	1,5 MN	0,8
	6 MN	1

Tabella 9: Valore medio dell'indice trofico per ogni area di studio e relativa stazione di campionamento.

Abbondanza delle microplastiche nelle acque siciliane in ambiente marino a livello superficiale

Elaborazione dati Manta

Una prima esplorazione della distribuzione spazio-temporale delle plastiche totali campionate in ambiente marino superficiale con retino Manta è stata condotta confrontando i sei siti campionati ed analizzando la distribuzione nelle stagioni e tra le stazioni di campionamento.

L'analisi degli oggetti identificati è stata condotta in primo luogo attraverso l'esplorazione della distribuzione delle totali da un punto di vista spaziale e temporale. In figura 39 viene sintetizzata la distribuzione degli oggetti totali tra i siti, tra le stagioni e tra le stazioni campionate attraverso l'uso dei grafici *treemap*, in cui i dati gerarchici vengono mostrati per mezzo di rettangoli la cui area è proporzionale all'abbondanza delle plastiche totali (numero di oggetti/m²).

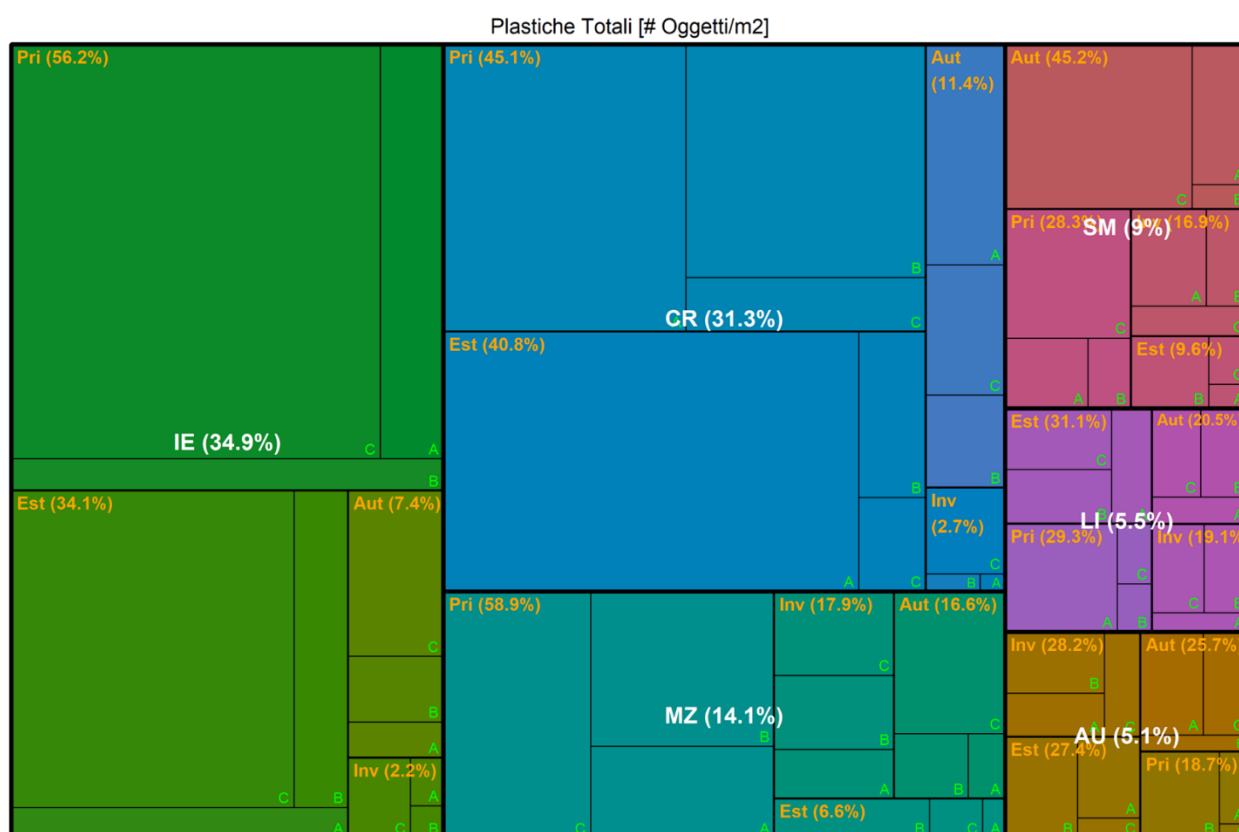


Figura 39 – *Treemap* raffigurante la distribuzione spazio-temporale delle plastiche totali tra i siti, tra le stagioni e tra le stazioni campionate. Le % indicate in corrispondenza dei siti fanno riferimento al totale tra i siti, mentre le % indicate in corrispondenza delle stagioni fanno riferimento al totale all'interno del sito campionato. IE = Isole Egadi; CR = Campofelice di Roccella; MZ = Milazzo; SM = Capo San Marco; LI = Licata; AU = Augusta.

Da un primo confronto tra le zone emerge come le maggiori concentrazioni di plastica in ambiente marino superficiale sono state ritrovate alle Isole Egadi e a Campofelice di Roccella. Seguono in ordine il sito di Milazzo e di Capo San Marco. Le zone di Licata e di Augusta sono state caratterizzate invece da minori concentrazioni rispetto ai siti indagati.

Per quanto riguarda le Isole Egadi, le maggiori concentrazioni di plastiche sono state ritrovate nel periodo estivo e primaverile in corrispondenza della stazione più a largo (stazione C). Questo pattern spaziale viene rispettato in tutte le stagioni campionate.

Un simile pattern stagionale è stato trovato a Campofelice di Roccella, in cui le maggiori densità di plastiche sono state rinvenute nel periodo primaverile-estivo. Tuttavia, a differenza delle Isole Egadi, in questa zona è possibile evidenziare un gradiente costa-largo ($A > B > C$) in corrispondenza di tutte le stagioni, ad eccezione dell'inverno in cui, in generale, sono state trovate densità significativamente minori.

Riguardo il sito di Milazzo, quasi il 60% delle plastiche è stato raccolto nel periodo Primaverile, mentre concentrazioni simili sono state registrate in Autunno e inverno. In estate sono state trovate le densità minori. Da un punto di vista spaziale, concentrazioni decrescenti sono state ritrovate da largo verso costa, seguendo un gradiente spaziale $C > B > A$.

Diversamente, gradienti spaziali non sono stati riscontrati a Capo San Marco, che mostra maggiori concentrazioni di plastiche totali soprattutto in Autunno. Seguono in ordine primavera, autunno ed estate.

Licata e Augusta mostrano entrambe l'assenza di pattern temporali. Infatti, concentrazioni simili di plastiche sono state trovate nelle quattro stagioni. Riguardo Licata, la stazione più a largo ha mostrato concentrazioni maggiori, eccetto in primavera. Ad Augusta, invece, non sono riscontrabili gradienti lungo le tre stazioni campionate nelle varie stagioni.

Caratterizzazione morfologica delle plastiche

Le plastiche ritrovate sono state inoltre caratterizzate rispetto a diverse categorie morfologiche. In primo luogo, nella figura 40 è riportata la *treemap* costruita considerando l'intero dataset raccolto nei sei siti e raffigurante la distribuzione delle categorie, nelle stagioni e nelle stazioni.

In generale, i frammenti rappresentano la morfologia maggiormente presente nelle acque siciliane, rappresentando l'84% delle plastiche campionate. Percentuali apprezzabili sono rappresentate anche dai filamenti e dai fogli, mentre foam, pellet e granuli sono presenti con proporzioni inferiori all'1%. Riguardo le tre categorie maggiormente presenti, la primavera rappresenta il periodo caratterizzato dalle maggiori concentrazioni, mentre minori concentrazioni sono emerse in inverno. Da un punto di vista spaziale si registra una certa variabilità tra le categorie. In particolare, frammenti, pellet e foam sono tendenzialmente, ma non

esclusivamente, maggiori nella stazione a largo (C), mentre i filamenti rappresentano la morfologia tendenzialmente, ma non esclusivamente, rappresentata nella stazione più costiera (A).

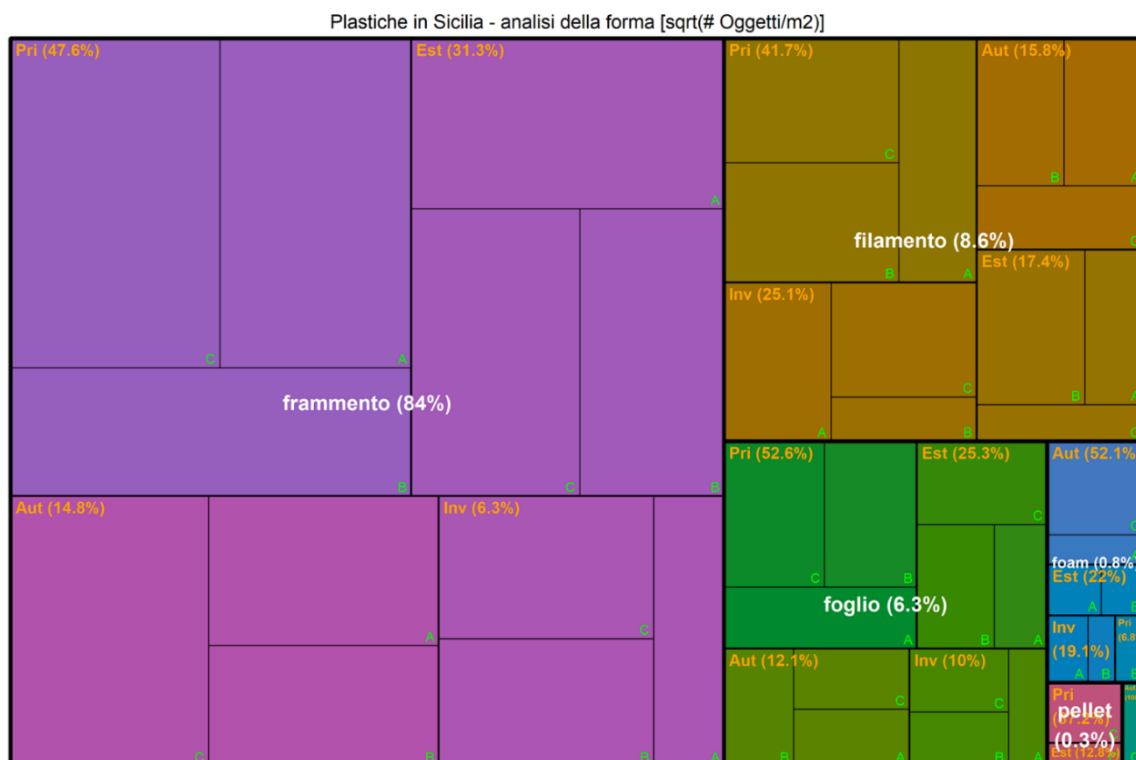
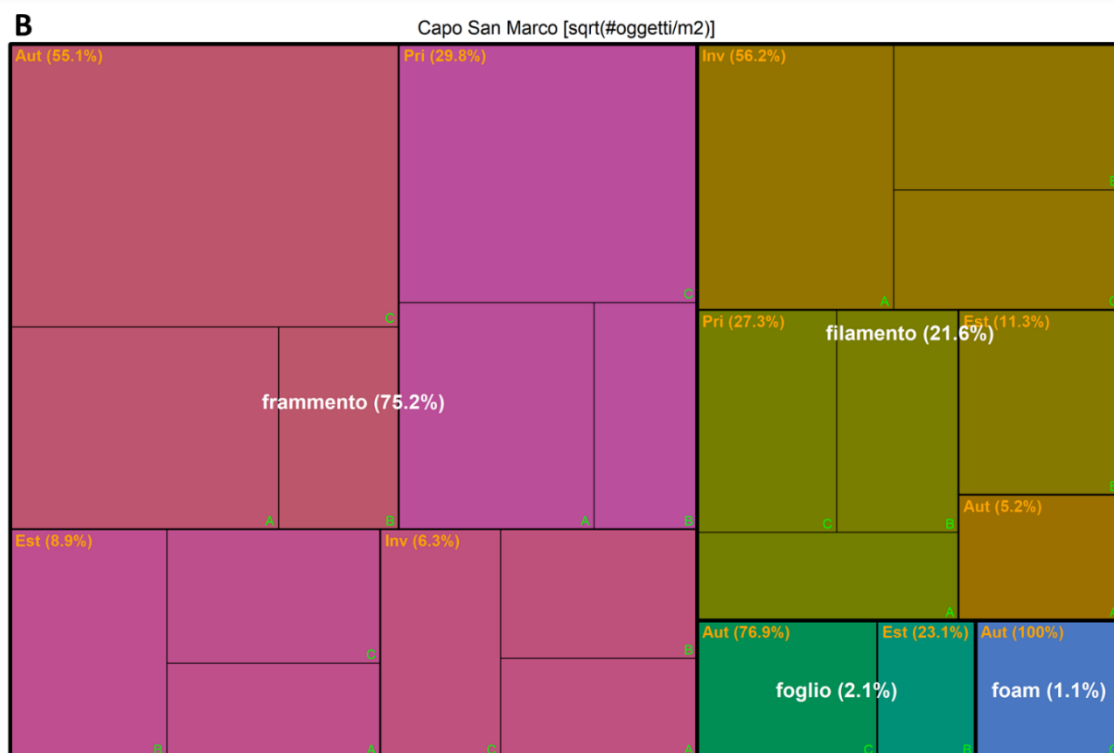
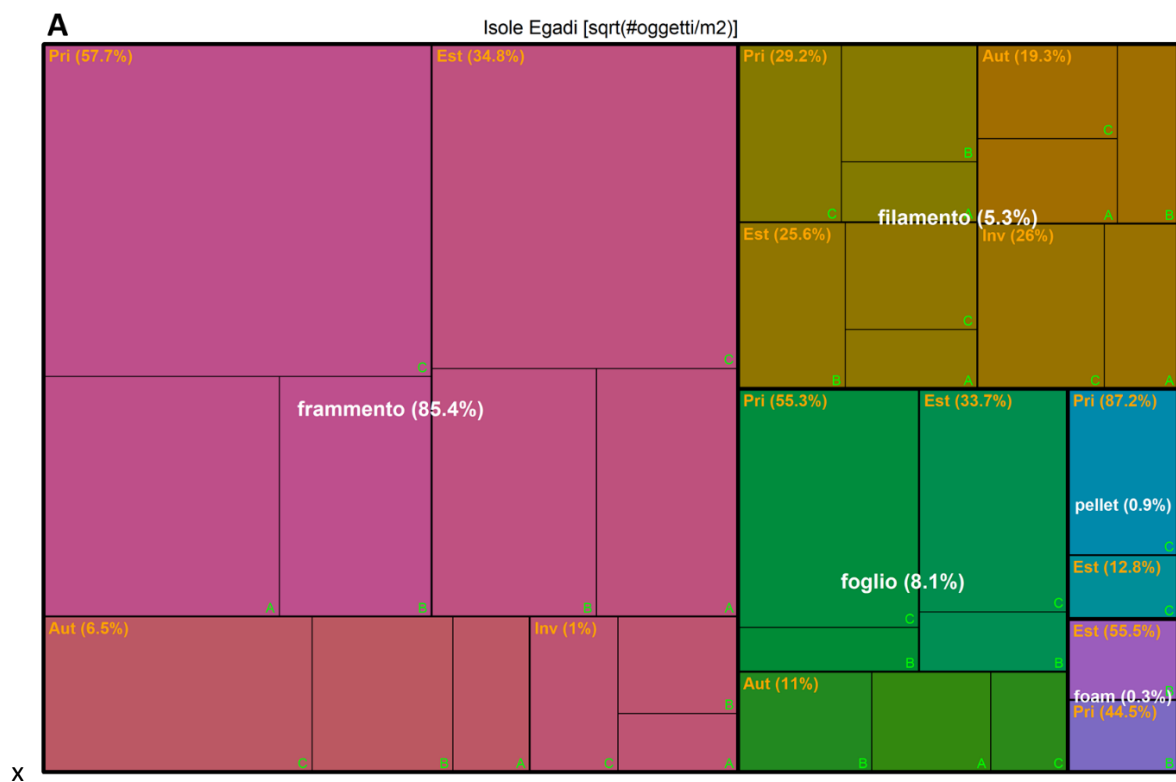
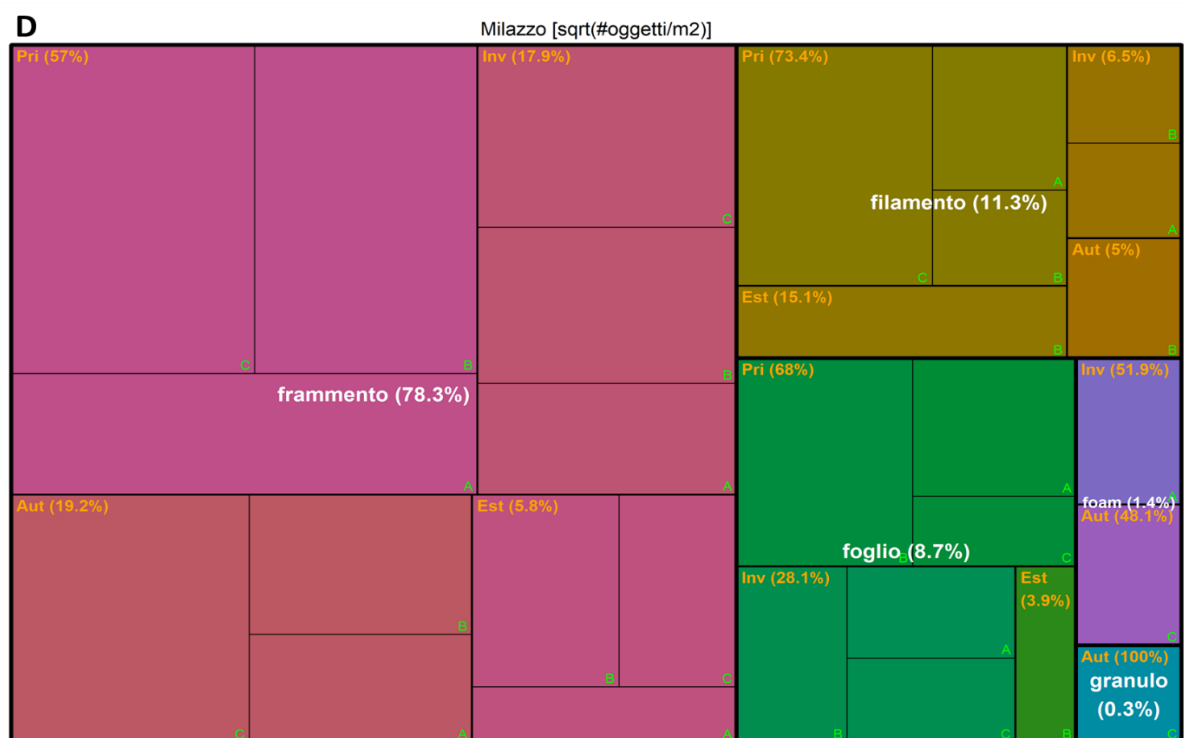
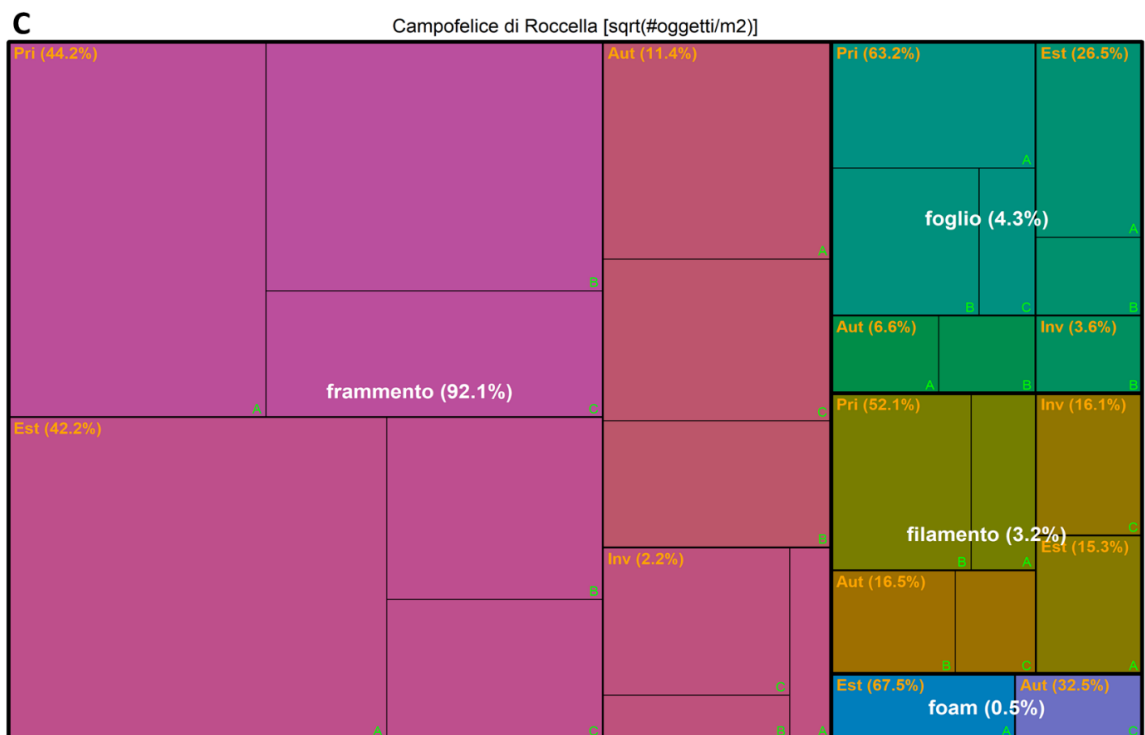


Figura 40 - *Treemap* raffigurante la distribuzione spazio-temporale delle categorie morfologiche tra i siti, tra le stagioni e tra le stazioni campionate. Le % indicate in corrispondenza dei siti fanno riferimento al totale delle plastiche ritrovate, mentre le % indicate in corrispondenza delle stagioni fanno riferimento al totale all'interno della categoria di forma (frammento; filamento, foglio, foam, pellet, granulo). L'area dei rettangoli è proporzionale alla radice quadrata delle concentrazioni di plastica (sqrt(# oggetti/m2), al fine di apprezzare la distribuzione spaziale e temporale delle varie categorie.

Inoltre, un'analisi di dettaglio è stata effettuata per ciascun sito di campionamento al fine di indagare circa l'eterogeneità spaziale ed operare dei confronti tra gli stessi. Nella figura 41 (pannelli A-F) sono riportate le *treemap* che sintetizzano la distribuzione spazio-temporale delle varie categorie di plastica per ciascun sito di campionamento.





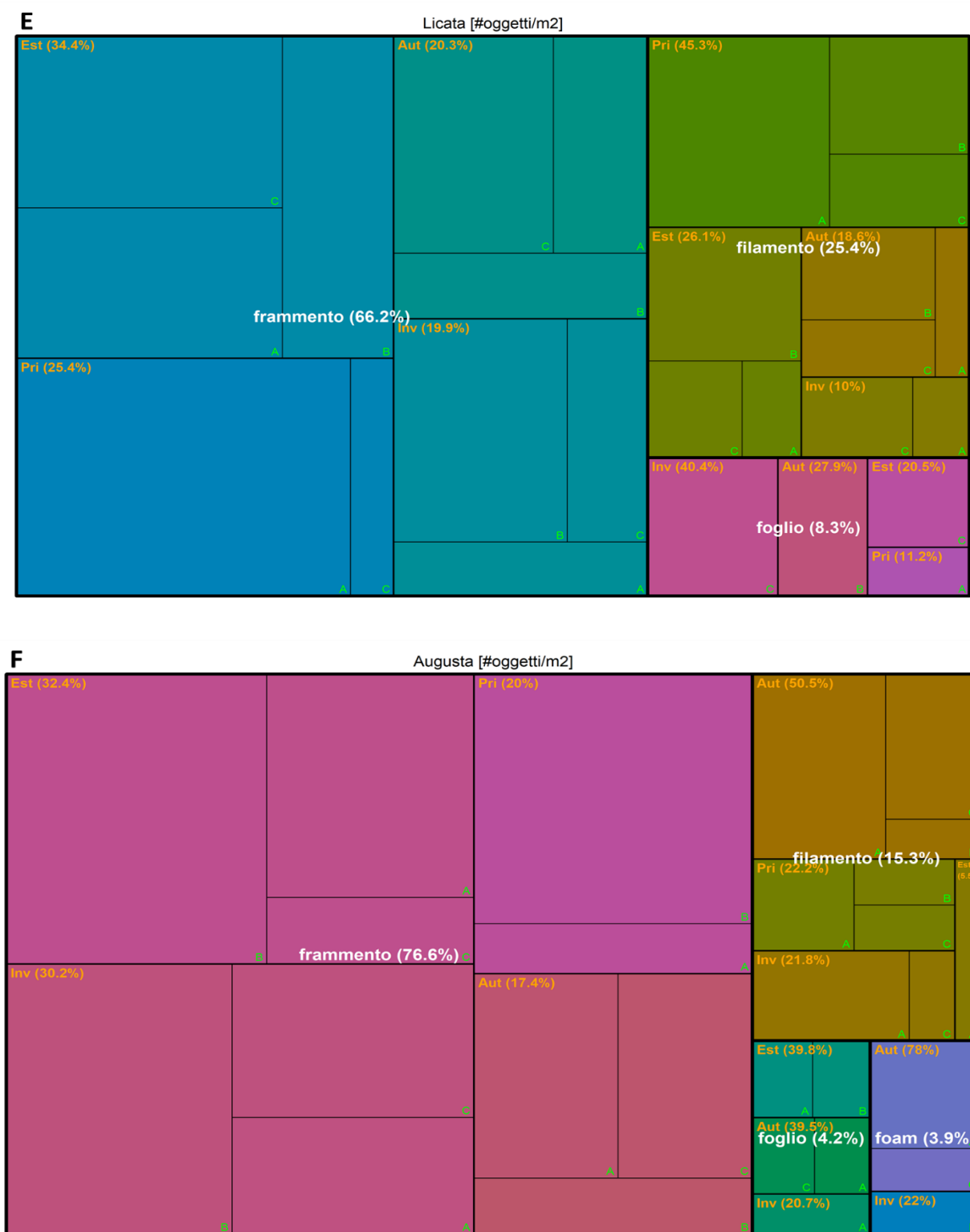


Figura 41: *Treemap* riguardante la distribuzione spazio-temporale delle categorie di plastica nelle stagioni e nelle stazioni nei siti: Isole Egadi (A), Capo San Marco (B), Campofelice di Roccella (C), Milazzo (D), Licata (E), Augusta (F). Le % indicate in corrispondenza delle categorie fanno riferimento al totale delle plastiche ritrovate nel sito, mentre le % indicate in corrispondenza delle stagioni fanno riferimento al totale all'interno della categoria di forma (frammento; filamento, foglio, foam, pellet, granulo).

In proporzione, in tutti i siti le categorie frammento, filamento e foglio sono risultate le maggiormente rappresentate. Inoltre, la categoria frammento tende ad assumere tendenze simili a quanto riportato per le plastiche totali, essendo sempre la categoria maggiormente rappresentata.

Infatti, alle Egadi, i frammenti seguono il trend delle plastiche totali essendo maggiormente distribuite nel periodo primaverile-estivo e principalmente nella stazione a largo. Diversamente, i filamenti sono equamente distribuiti tra le varie stagioni, con minori concentrazioni nella stazione costiera. In inverno non sono state rinvenute osservazioni di plastiche appartenenti alle categorie foglio, pellet e foam, mentre la primavera e l'estate hanno mostrato le maggiori concentrazioni, soprattutto nella stazione a largo (C).

A Capo San Marco, i frammenti sono maggiormente presenti in autunno e in primavera. Diversamente, i filamenti sono maggiormente presenti in inverno e più o meno equamente distribuiti tra le 3 stazioni.

A Campofelice di Roccella, la quasi totalità delle plastiche appartiene alla categoria frammenti, mentre le categorie foglio, filamento e foam rappresentano, insieme, meno del 8% del totale. La primavera e/o l'estate sono sempre caratterizzate da maggiori concentrazioni di plastiche in ciascuna categoria presente.

Per quanto riguarda Milazzo, i frammenti sono presenti in maggiori quantità soprattutto in primavera e lungo un gradiente largo-costa ($C < B < A$). I filamenti sono anch'essi presenti maggiormente in primavera, ma solo in questa stagione sono state rinvenute osservazioni nel sito a largo. Infatti il resto dei records è riconducibile alle stazioni A e B. Sebbene in minima quantità, è interessante notare la presenza della categoria "granulo" in questa zona che è assente negli altri siti di campionamento.

Le plastiche campionate nel sito di Licata sono interamente caratterizzate dalle categorie maggiormente rappresentate nell'intero dataset, ovvero nell'ordine frammento, filamento e foglio. In questo sito è stata riscontrata un'elevata variabilità spazio-temporale per cui non sono stati riscontrati patterns spaziali e temporali specifici.

Per quanto riguarda il sito di Augusta, la quasi totalità delle plastiche campionate apparteneva alle categorie frammento e filamento. Per la prima, una equi-distribuzione è emersa tra le varie stagioni. Diversamente, il 50% circa dei filamenti è stato ritrovato in autunno ed era quasi assente in estate.

Caratterizzazione chimica delle microplastiche

Le plastiche campionate con retino Manta sono state inoltre caratterizzate dal punto di vista della composizione chimica. Nella tabella 10 sono riportati i componenti chimici rilevati dalle analisi.

Tabella 10 – Componenti chimici delle plastiche campionate nei 6 siti e relativi acronimi.

Analisi chimica plastiche	
AA	<i>Acido acrilico</i>
EPDM	<i>Gomma EPDM</i>
PA	<i>Poliammide</i>
PAC	<i>Poliacrilato</i>
PE	<i>Polietilene</i>
PES	<i>Poliestere</i>
PET	<i>Polietilentereftalato</i>
PP	<i>Polipropilene</i>
PS	<i>Polistirene</i>
PU	<i>Poliuretano</i>
PVA	<i>Polivinilacetato</i>
PVC	<i>Polivinilcloruro</i>
AL	<i>Altro tipo di sostanza</i>
C.ASS.	<i>Campione assente</i>
+ INORG.	<i>Altra componente di tipo inorganico</i>
+ ORG.	<i>Altra componente di tipo organico</i>
C. DIST.	<i>Campione distrutto</i>
PAN	<i>Poliacrilonitrile</i>
RM	<i>Resina melamminica</i>
PC	<i>Policarbonato</i>

Nella figura 42 sono invece riportate le % relative dei composti chimici ritrovati nei campioni analizzati.

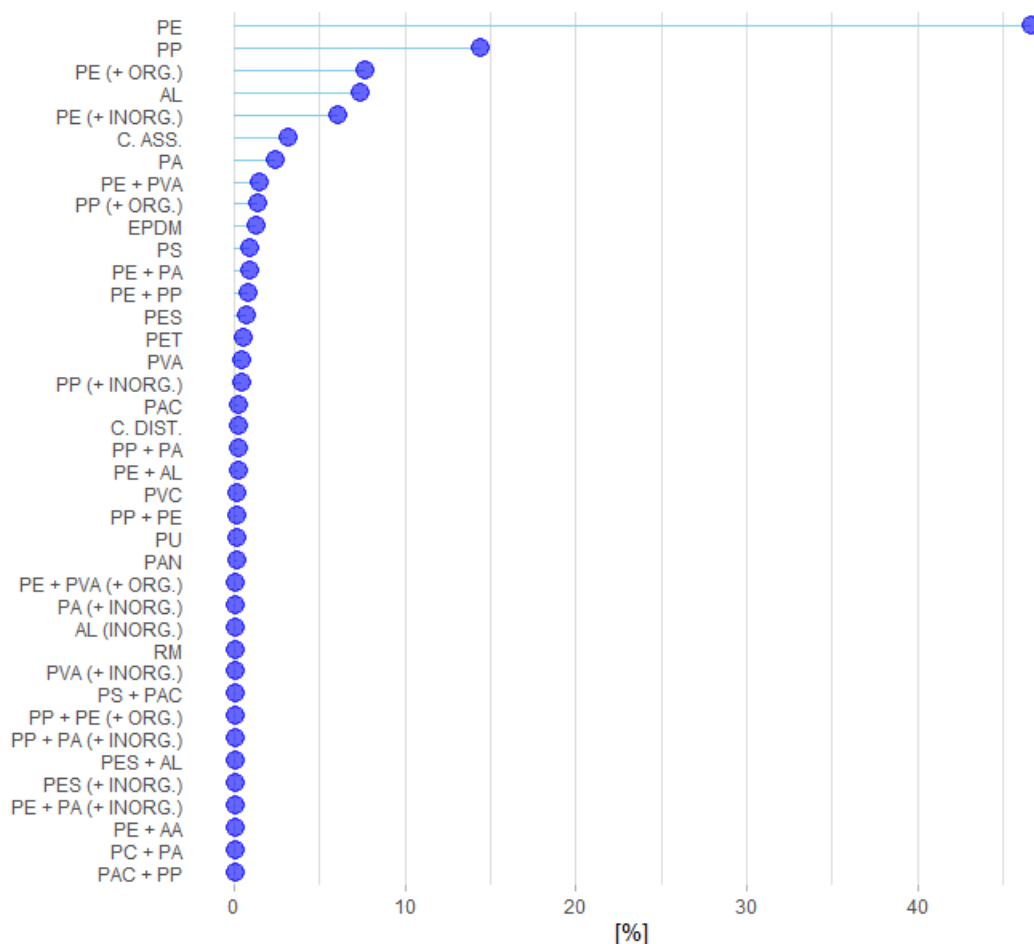


Figura 42 – Percentuali relative alla composizione chimica dell'intero set di campioni analizzati.

Tra i composti chimici determinati, il Polietilene (PE) è stato il polimero sintetico maggiormente presente nei campioni analizzati. Esso è infatti stato determinato singolarmente in oltre il 45% dei campioni. Esso risulta inoltre presente in associazione a molti altri composti chimici organici e inorganici. Tra i composti noti, a seguire sono state trovate % significative di Polipropilene (PP), Poliammide (PA), Polivinilacetato (PVA), Gomma EPDM (EPDM) e Polistirene (PS).

In figura 43 è mostrata la distribuzione dei composti chimici campionati nei siti siciliani per ogni stagione di campionamento.

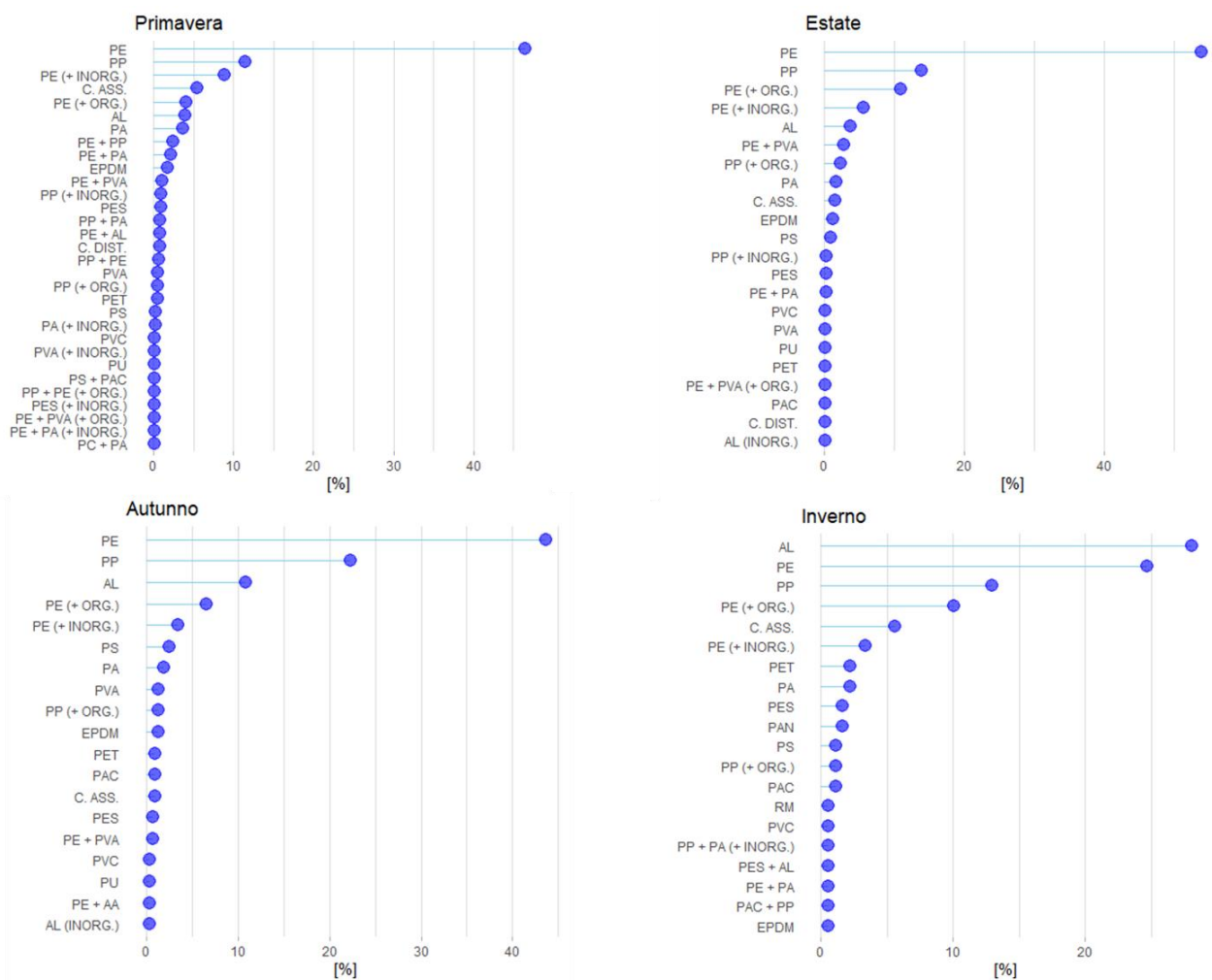


Figura 43: percentuali relative alla composizione chimica dell'intero set di campioni analizzati per ogni stagione di campionamento.

Il Polipropilene (PE) risulta sempre il polimero maggiormente presente in ogni stagione, soprattutto in Primavera, in Estate e in Autunno dove supera il 40%. In Primavera, la maggiore densità di plastiche rilevate in ambiente marino si riflette anche in una maggiore diversità dei componenti chimici presenti rispetto alle altre stagioni. Il Polipropilene (PP) si attesta quasi sempre intorno al 10-15%, tranne in autunno in cui mostra % relative maggiori.

In Figura 44 è mostrata la distribuzione dei composti chimici campionati in ogni sito di campionamento. Il Polipropilene (PE) risulta sempre il polimero maggiormente presente in ogni sito, seguito dal Polipropilene (PP). La Poliammide (PA) è presente in percentuali rilevanti soprattutto ad Augusta e Licata, dove tuttavia sono state ritrovate le minori concentrazioni di plastiche. Il Polivinilacetato (PVA) ha assunto percentuali significative nelle Isole Egadi e a Campofelice di Roccella in associazione al polipropilene (PE), come anche la Gomma EPDM che è stata trovata in modeste quantità anche nel sito di Milazzo.

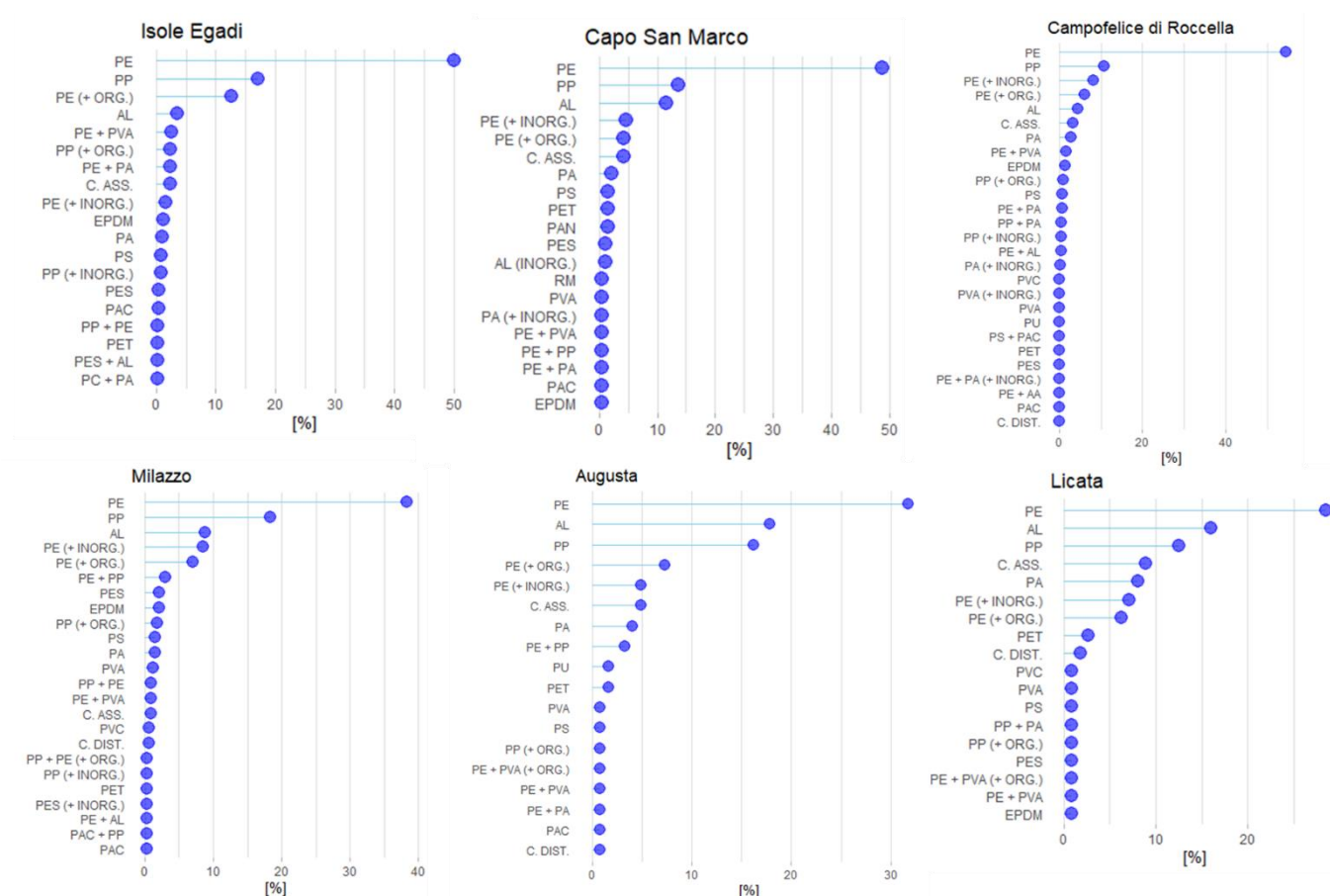


Figura 44: percentuali relative alla composizione chimica dell'intero set di campioni analizzati per ogni sito di campionamento.

Di seguito viene inoltre presentata un'analisi dettagliata della distribuzione spaziale e temporale delle varie categorie di composti chimici per ogni sito di campionamento.

Riguardo il sito delle Isole Egadi (Figura 45), una certa differenziazione nella distribuzione delle categorie è emersa dal punto di vista temporale, soprattutto riguardo la stagione invernale, in cui è stata registrata la presenza esclusiva dei composti PES, PA e PAC. Diversamente non è stata rilevata una differenziazione spaziale nella distribuzione delle categorie chimiche tra le tre stazioni oggetto dell'indagine.

Riguardo Campofelice di Roccella (Figura 46), anche in questo sito è emersa una differenza significativa nella distribuzione delle categorie tra le stagioni indagate, soprattutto legata alla minore quantità e diversità chimica di plastiche ritrovate in autunno e in inverno. Dal punto di vista spaziale non sono emerse differenze significative tra le stazioni di campionamento.

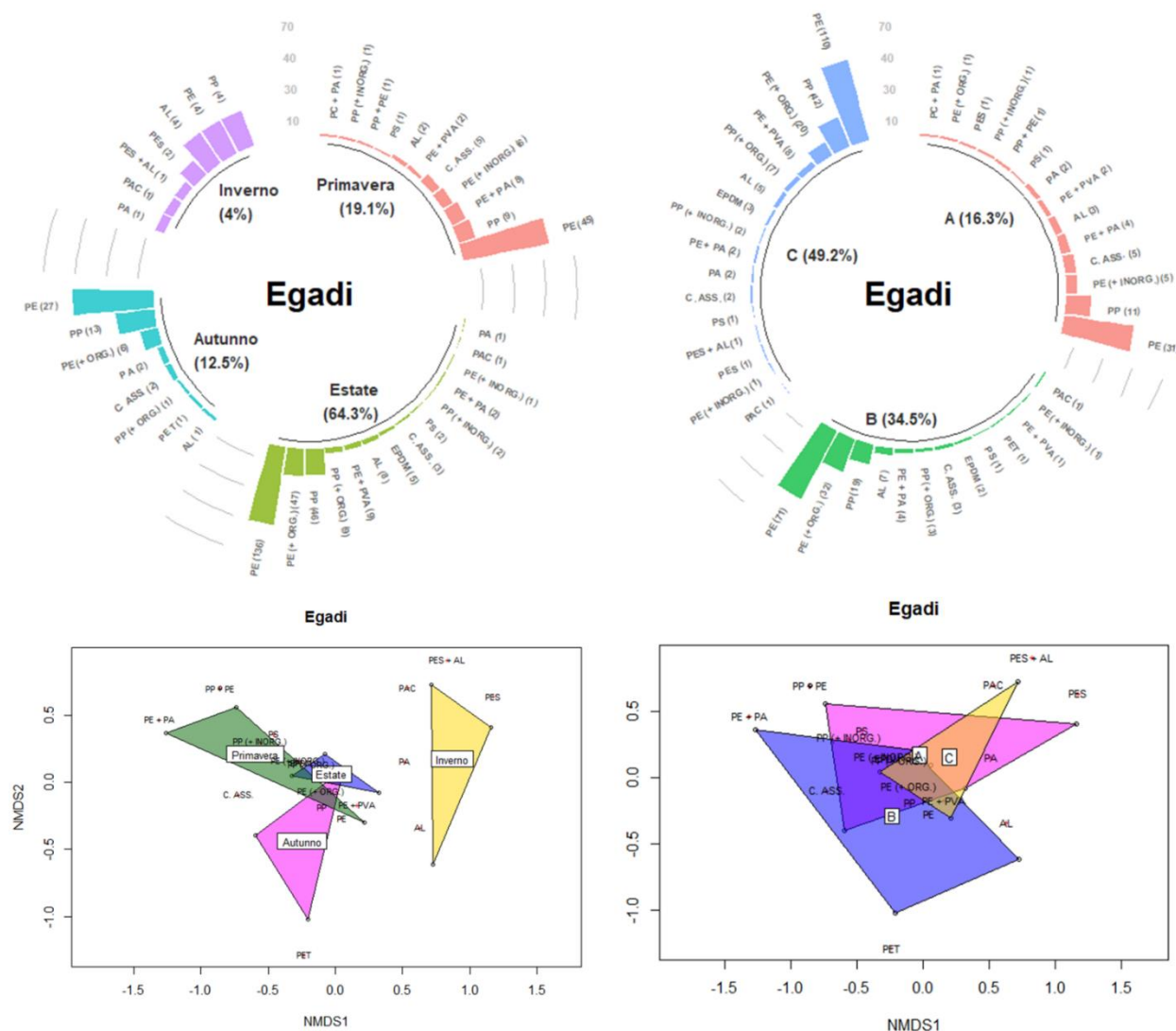


Figura 45: Isola Egadi. Nel pannello superiore sono rappresentate i due *circular barplot* in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

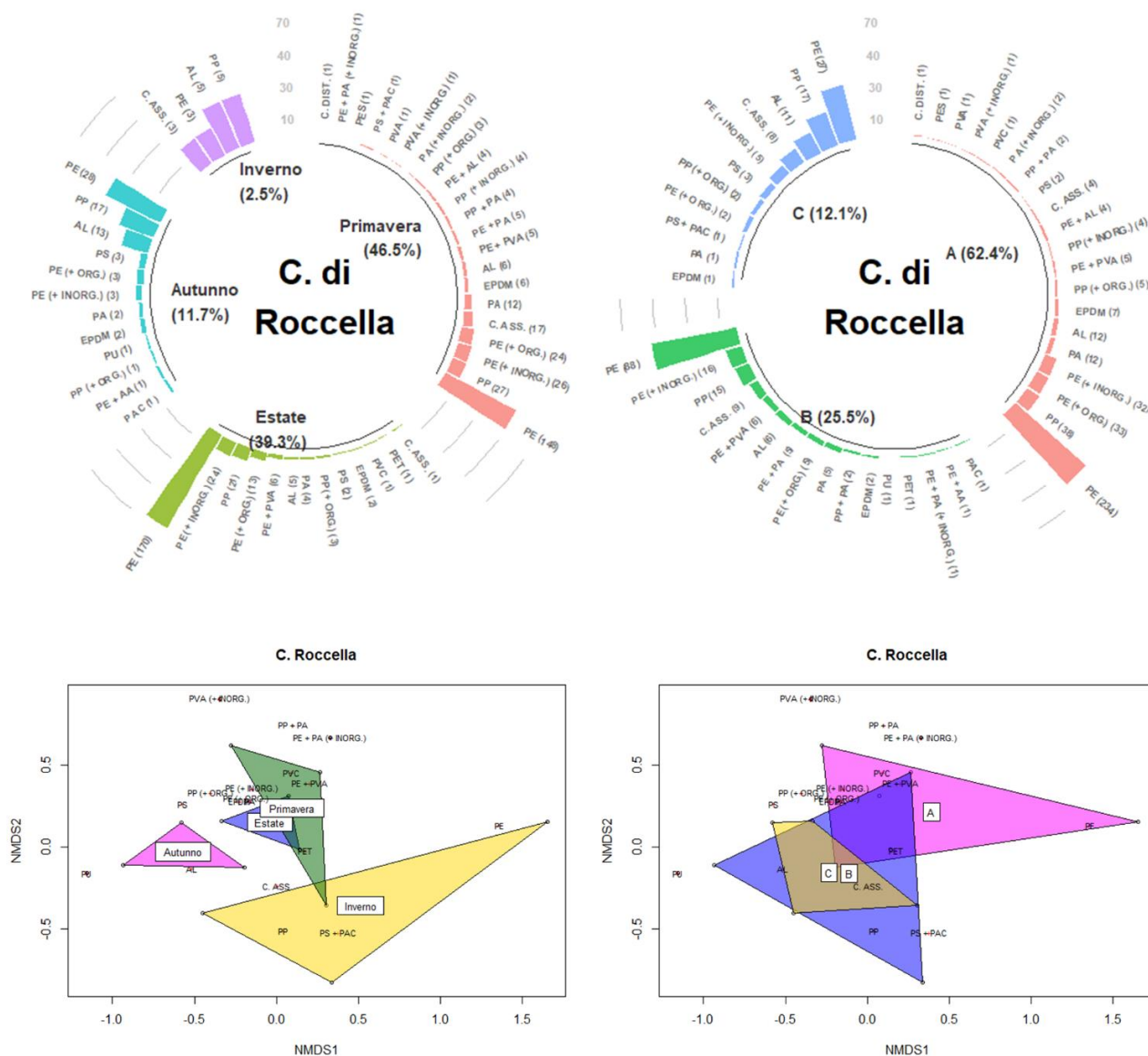


Figura 46: Campofelice di Roccella. Nel pannello superiore sono rappresentate i due *circular barplot* in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

Riguardo il sito di Milazzo (Figura 47), la primavera mostra una composizione chimica delle plastiche differente rispetto alle altre stagioni, essendo caratterizzata anche dalla presenza quasi esclusiva di composti chimici quali EPDM e PET. Similmente agli altri siti, non si riscontra una differenziazione apprezzabile circa la delle categorie chimiche tra i siti di campionamento

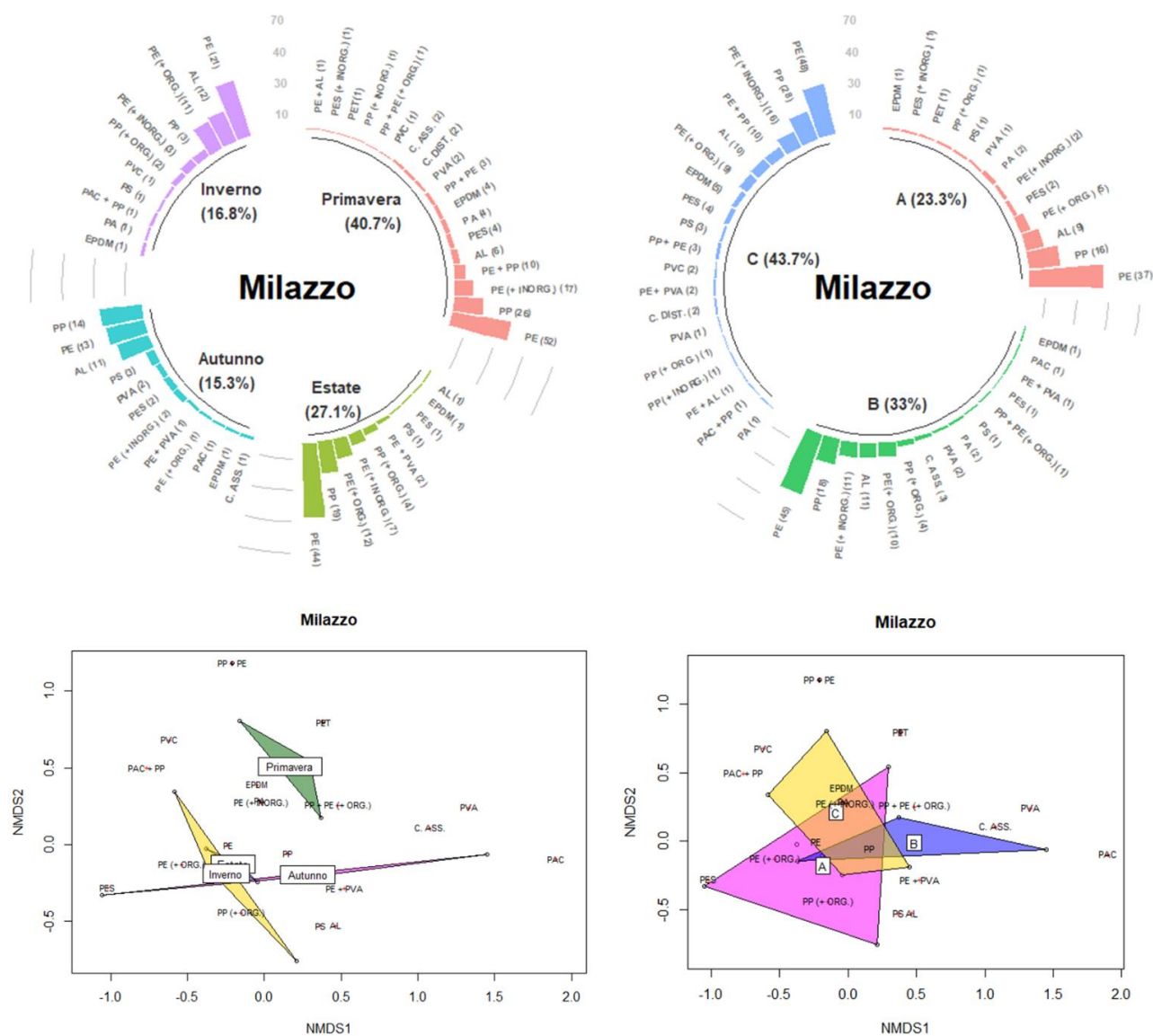


Figura 47: Milazzo. Nel pannello superiore sono rappresentate i due *circular barplot* in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

L'analisi chimica dei campioni raccolti a Capo San Marco (Figura 48) ha rilevato una differenziazione della distribuzione delle categorie chimiche tra le stagioni (i.e. da notare la presenza esclusiva di PES e PAC in inverno), ma non tra i siti.

Da un punto di vista spazio-temporale, trend simili sono riscontrabili anche a Licata e Augusta, sebbene con differenze relative alla distribuzione dei composti chimici osservati.

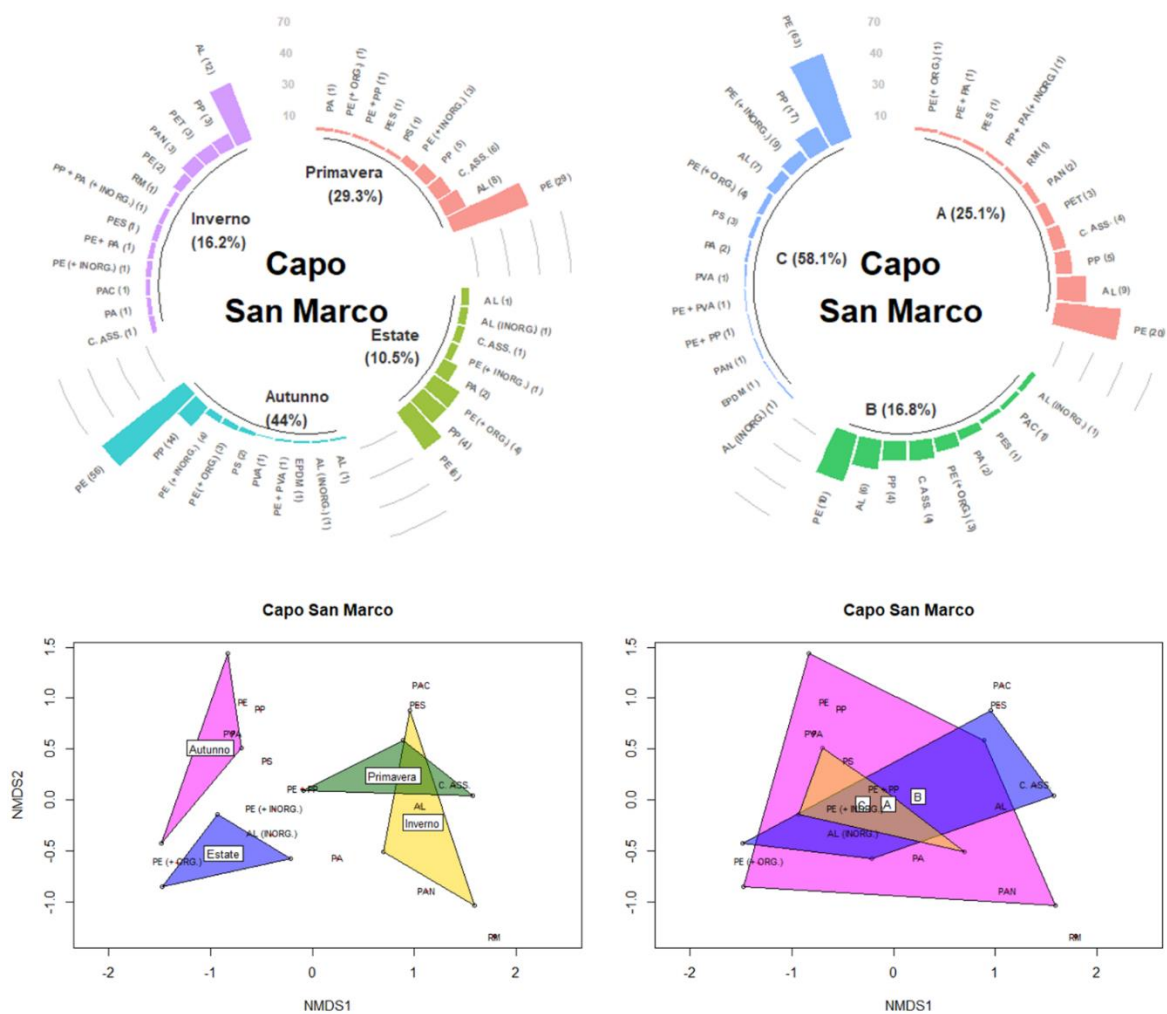


Figura 48: Capo San Marco. Nel pannello superiore sono rappresentate i due circular barplot in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

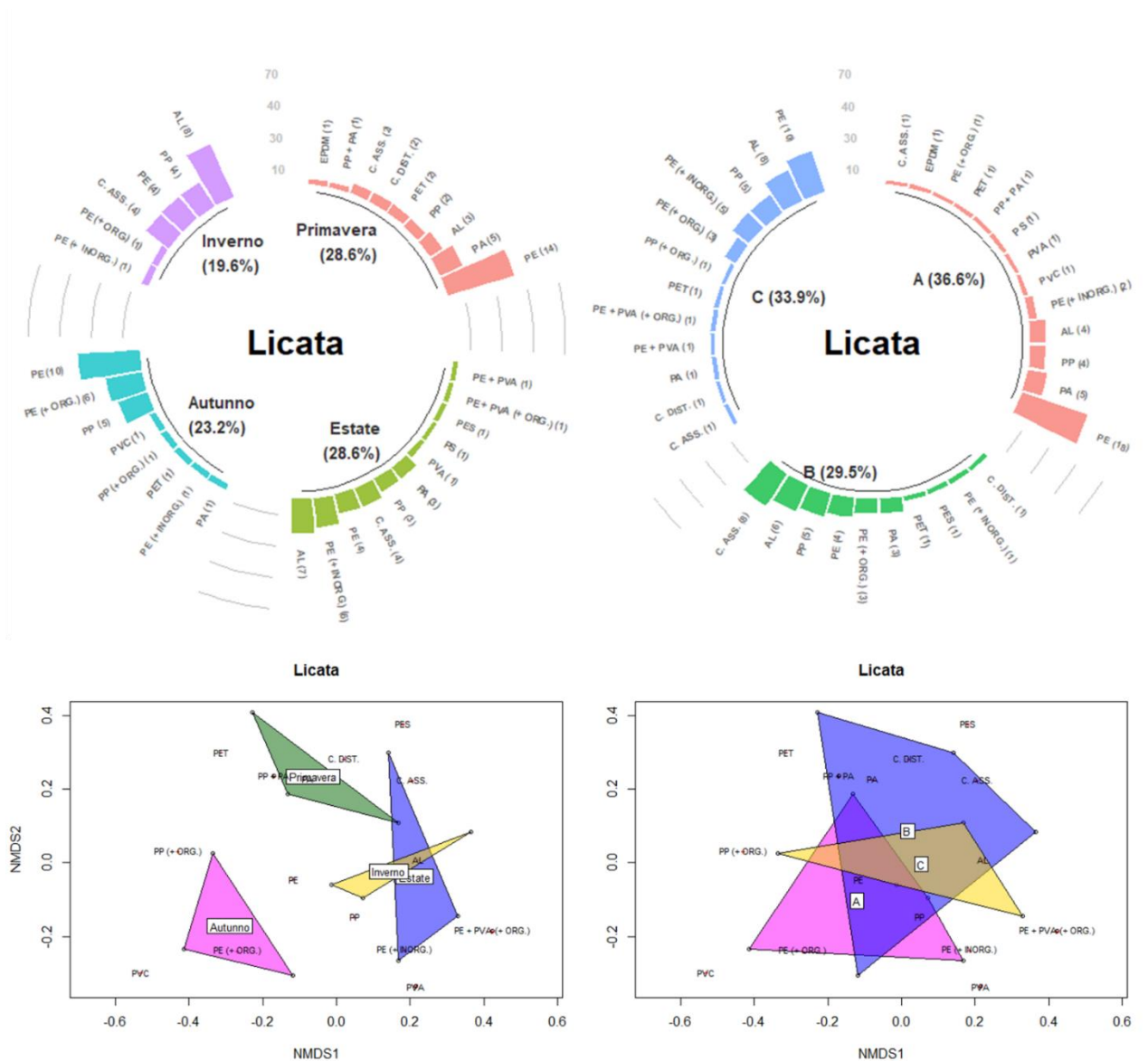


Figura 49: Licata. Nel pannello superiore sono rappresentate i due circular barplot in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

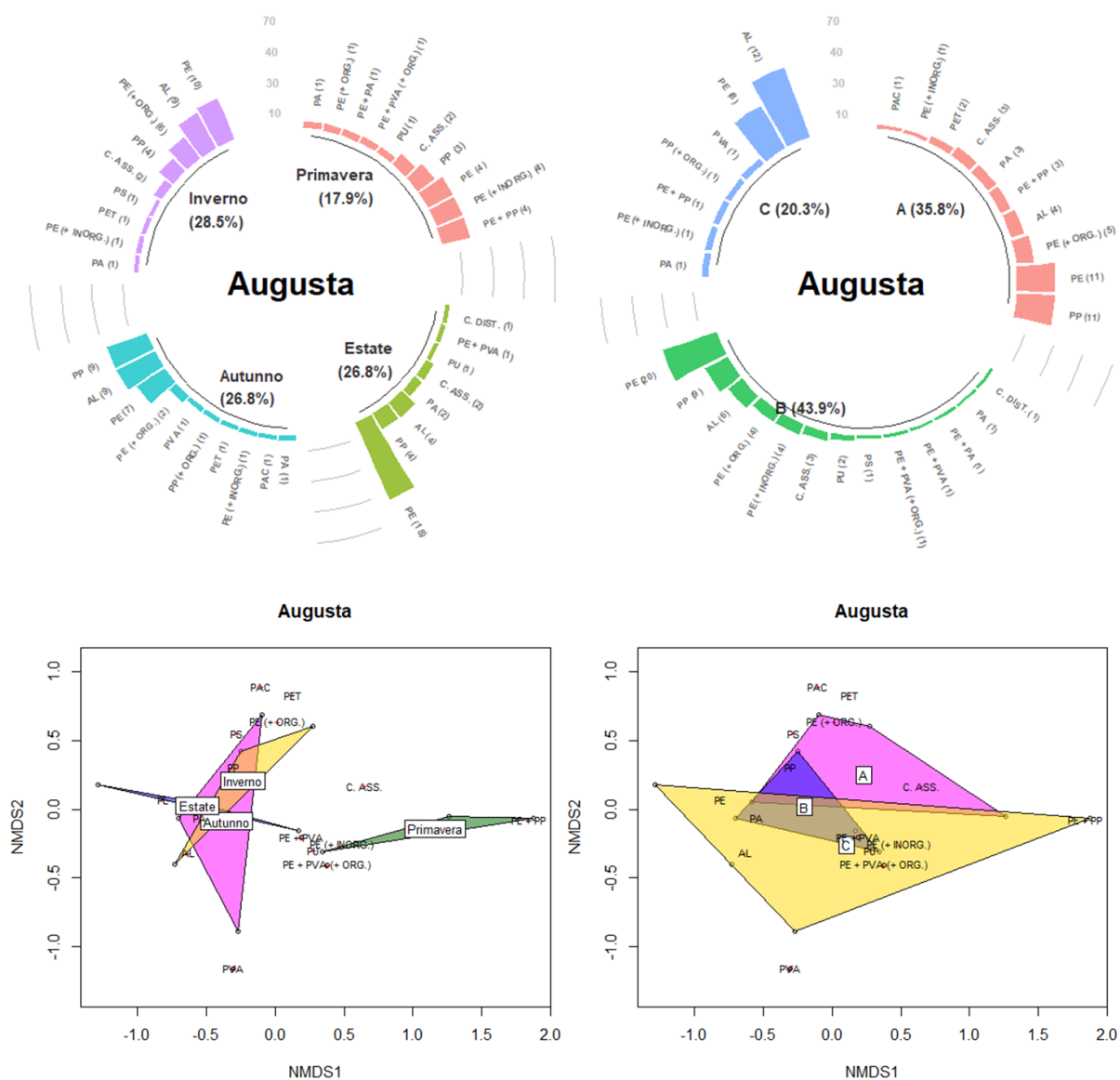


Figura 50: Augusta. Nel pannello superiore sono rappresentate i due circular barplot in cui viene riportata la distribuzione delle categorie di composti chimici nelle diverse stagioni (a sinistra) e siti (a destra) di campionamento. Nel pannello sottostante sono riportati i risultati dell'NMDS (*Non-MultiDimensional Scaling*), in cui le osservazioni effettuate vengono proiettate sul piano cartesiano individuato dai due assi principali e raggruppate secondo la stagione (a sinistra) e il sito (a destra) di campionamento.

Analisi dati Fitoplancton

Il fitoplancton prelevato stagionalmente nel 2020 e nel 2021 dai 6 siti lungo le coste siciliane è stato analizzato quantitativamente e qualitativamente sia come fitoplancton totale, che suddiviso nei 3 gruppi: Bacillariophyceae (Diatomee), Dinophyceae (Dinoflagellati) e Altro fitoplancton, seguendo la classificazione tassonomica di riferimento.

Complessivamente, il gruppo del fitoplancton maggiormente abbondante lungo le coste siciliane è rappresentato da “Altro fitoplancton”, che include al suo interno un numero di specie superiore a quello dei due altri macrogruppi ed è costituito da specie di piccole dimensioni e/o criptiche, come ad esempio i Cyanobatteri (picoplancton) che sono i più abbondanti nell’ambiente pelagico (Fig. 51).

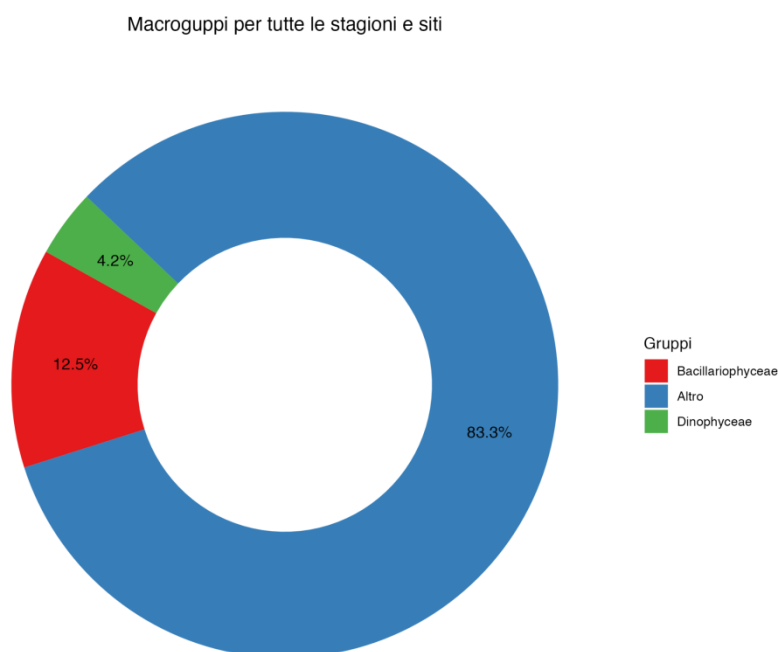


Figura 51: Abbondanza percentuale del fitoplancton totale prelevato lungo le coste siciliane negli anni 2020 e 2021.

Analizzando le variazioni stagionali del fitoplancton totale campionato lungo le coste siciliane si evidenzia in primavera il picco di abbondanza per tutti e tre i gruppi fitoplanctonici, ed una contestuale maggiore variabilità tra i siti di campionamento. In particolare si osservano i maggiori valori di abbondanza all’interno del gruppo Bacillariophyceae, dovuti all’elevata affinità di questo gruppo con i nutrienti, portandoli a un grande incremento nelle prime fasi dei *bloom* algali primaverili (Barlow et al. 1993). Un secondo picco si osserva nel periodo invernale, in cui le Dinophyceae sono leggermente più abbondanti del periodo primaverile (Fig. 52).

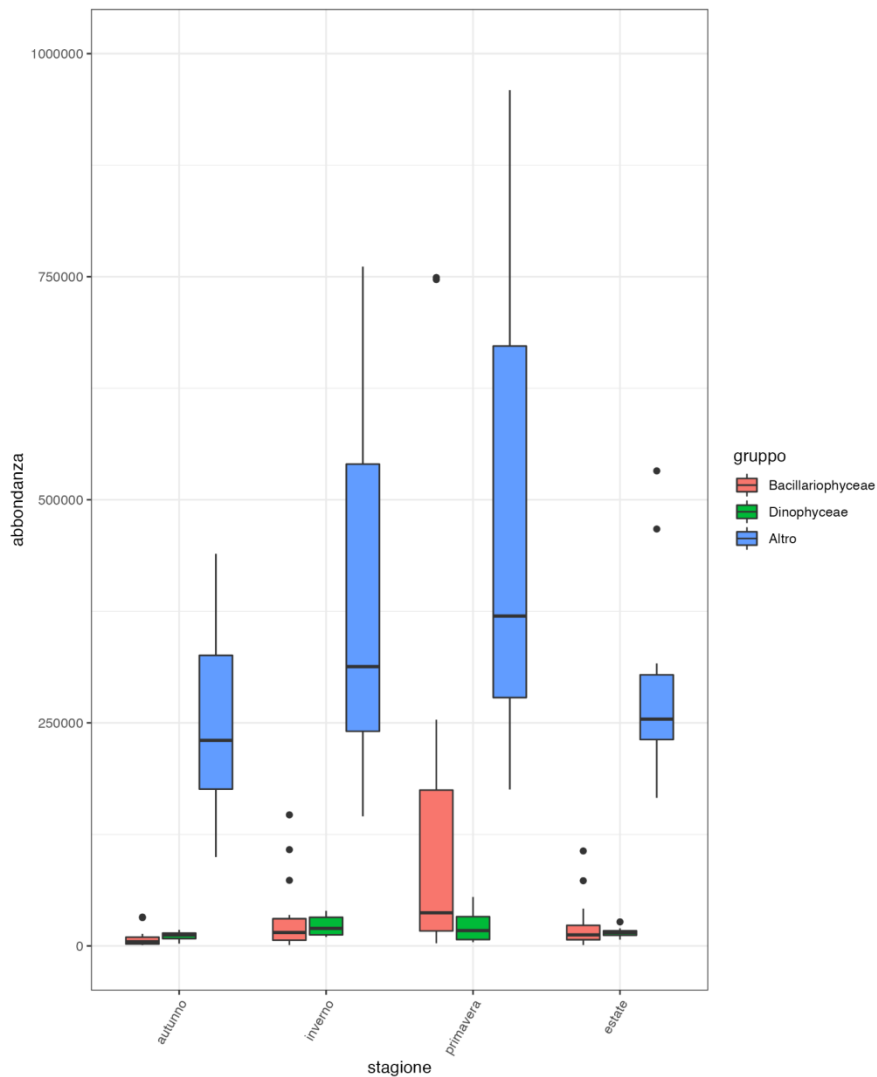


Figura 52: Abbondanza assoluta dei tre gruppi fitoplanctonici prelevati lungo le coste siciliane negli anni 2020 e 2021 (valori medi stagionali), suddivisa nelle 4 stagioni di campionamento.

Andando ad osservare la distribuzione stagionale delle abbondanze fitoplanctoniche per ciascun sito di campionamento, ed analizzandone le fluttuazioni all'aumentare della distanza dalla costa (Fig. 53), si osserva come il picco invernale sia presente nei siti di Augusta e Milazzo; tra i due siti solo quello di Augusta presenta un picco primaverile a 1,5 e 6 miglia nautiche (NM) dalla costa.

I siti di Campofelice di Roccella, Isole Egadi, Licata e Sciacca presentano picchi di abbondanza primaverile, più elevati nelle stazioni costiere (per Campofelice di Roccella solo nella stazione 0,5 NM).

I siti di Isole Egadi e Sciacca sono quelli che complessivamente presentano una maggiore abbondanza assoluta di cellule per litro di acqua marina, seguiti da Augusta e Licata. I valori complessivamente più bassi si riscontrano nei siti di Campofelice di Roccella e Milazzo.

Ad eccezione dei picchi primaverili e/o invernali, le variazioni stagionali delle abbondanze risultano poco marcate, così come si riscontra una certa omogeneità di densità cellulare rispetto alla distanza dalla costa; nel sito di Milazzo si registra un leggero aumento della variabilità stagionale all'aumentare della distanza dalla costa.

I valori di densità fitoplanctonica nel periodo primaverile (picchi) nei siti di Campofelice di Roccella, Isole Egadi, Licata e Sciacca seguono un andamento decrescente con l'aumentare della distanza dalla costa, mentre ad Augusta i valori primaverili risultano più bassi nella stazione costiera 0,5 NM, per raddoppiare a poca distanza (1,5 NM) e nuovamente diminuire a 6 NM, come negli altri siti. Al contrario del trend primaverile di decremento fitoplanctonico con la distanza dalla costa che si è osservato per i siti di Campo Felice, Isole Egadi, Licata e Sciacca, i picchi invernali dei siti di Augusta e Milazzo seguono un incremento con la distanza dalla costa, che si inverte solo nel periodo autunnale. Ad eccezione di Licata, che mostra un incremento a 6 NM e Campofelice di Roccella, che mostra abbondanze uniformi in tutte le stazioni, il periodo autunnale segue un naturale decremento di abbondanza cellulare costa-largo.

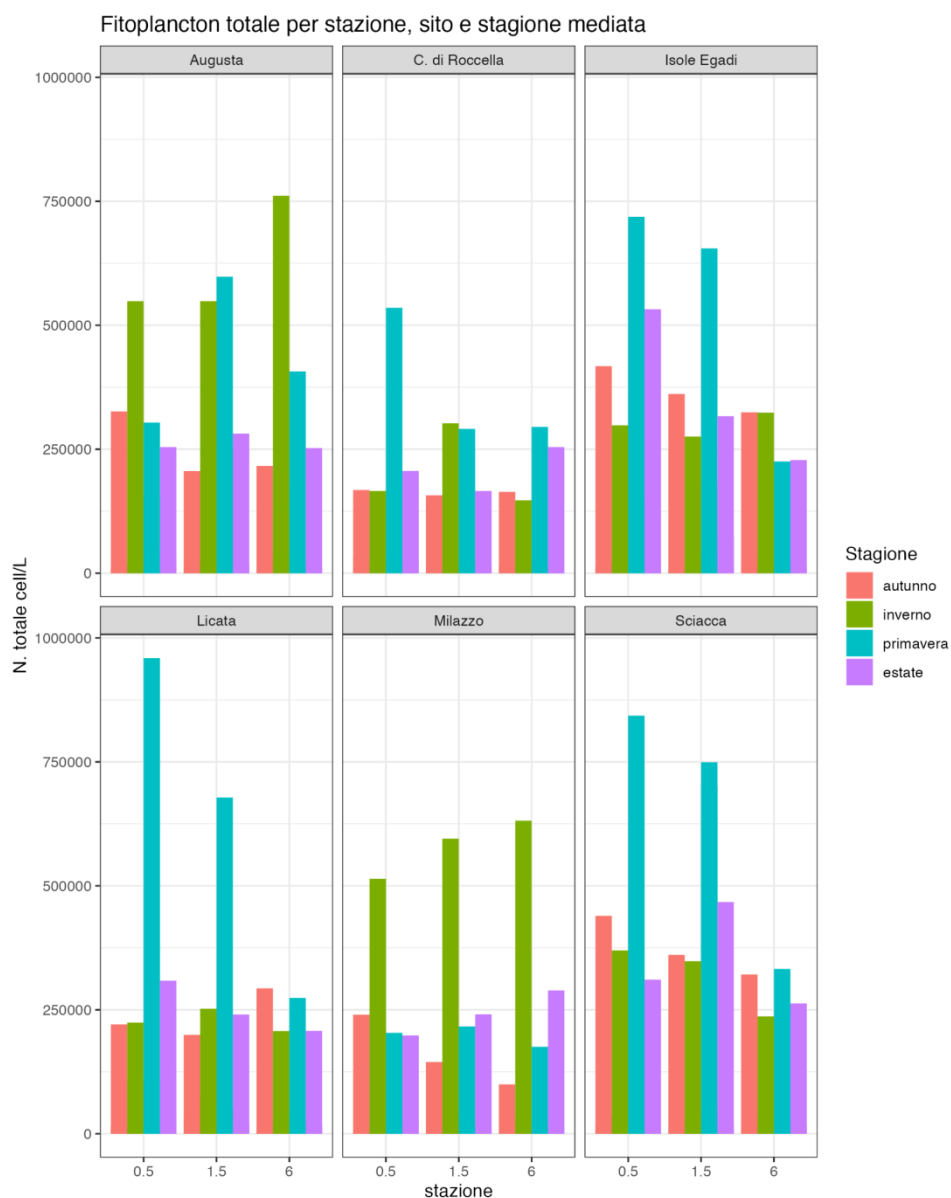


Figura 53. Abbondanza fitoplanctonica per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Il contributo di ciascuno dei tre gruppi fitoplanctonici all'abbondanza stagionale per sito è dettagliata nelle tre figure che seguono.

Considerato il contributo percentuale di "altro fitoplancton" (83% ca) all'abbondanza totale fitoplanctonica (Fig. 54), appare naturale che il quadro di abbondanze assolute di altro fitoplancton, suddiviso per stagione nelle stazioni di campionamento (Fig. 54), sia piuttosto sovrapponibile a quello del fitoplancton totale (Fig. 53).

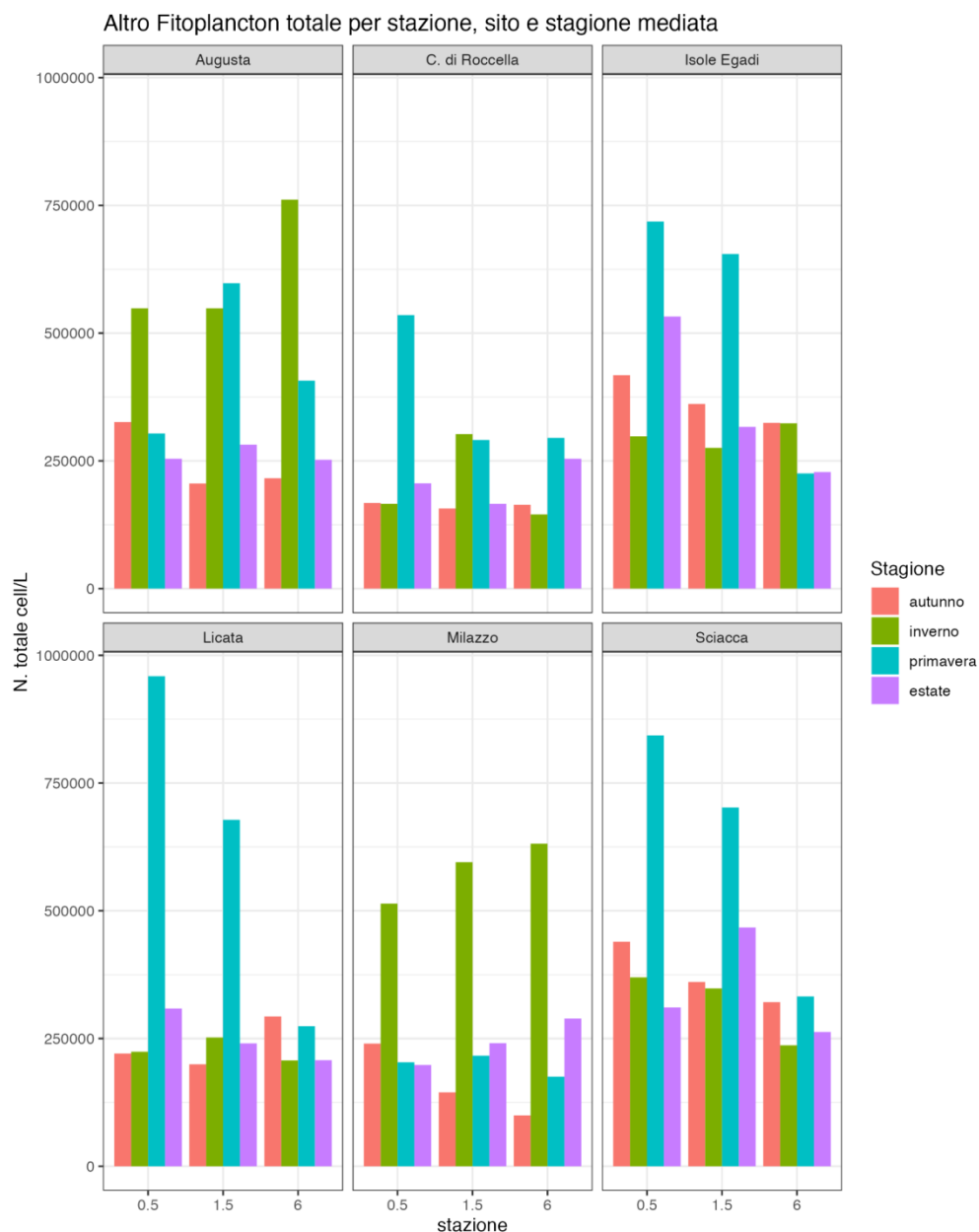


Figura 54: Abbondanza del gruppo Altro fitoplancton per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

In figura 55 sono riportate le concentrazioni cellulari di *Dynophyceae* e le loro variazioni stagionali all'interno di ciascun sito. I siti delle Isole Egadi e di Sciacca mostrano un andamento simile relativamente alla fioritura delle *Dynophyceae*, con picchi primaverili costieri (0,5 e 1,5 NM), la cui concentrazione cellulare diminuisce con la distanza con la costa, secondo un trend costa-largo che, alle Isole Egadi, si mantiene anche nel periodo estivo, seppur con valori nettamente inferiori; al contrario, nel periodo invernale si evidenzia un picco più marcato a 6 NM, mentre i picchi costieri sono presenti solo a Sciacca. In tutti i siti il periodo autunnale fa registrare un calo della densità cellulare rispetto al periodo estivo, ad

eccezione delle stazioni a largo (6 NM) di Augusta e Isole Egadi, e della stazione costiera di Sciacca (0,5 NM).

La distribuzione cellulare di *Dynophyceae* totali a Licata (0,5 - 1,5 - 6 NM) è piuttosto omogenea durante tutto l'anno, con valori leggermente più elevati nei periodi primaverile ed estivo nella stazione a largo, evidenziando un ambiente costante in particolare nella zona costiera. Questa connotazione potrebbe essere influenzata dalla presenza di costante apporto di acque dolci provenienti dalla vicina foce del fiume.

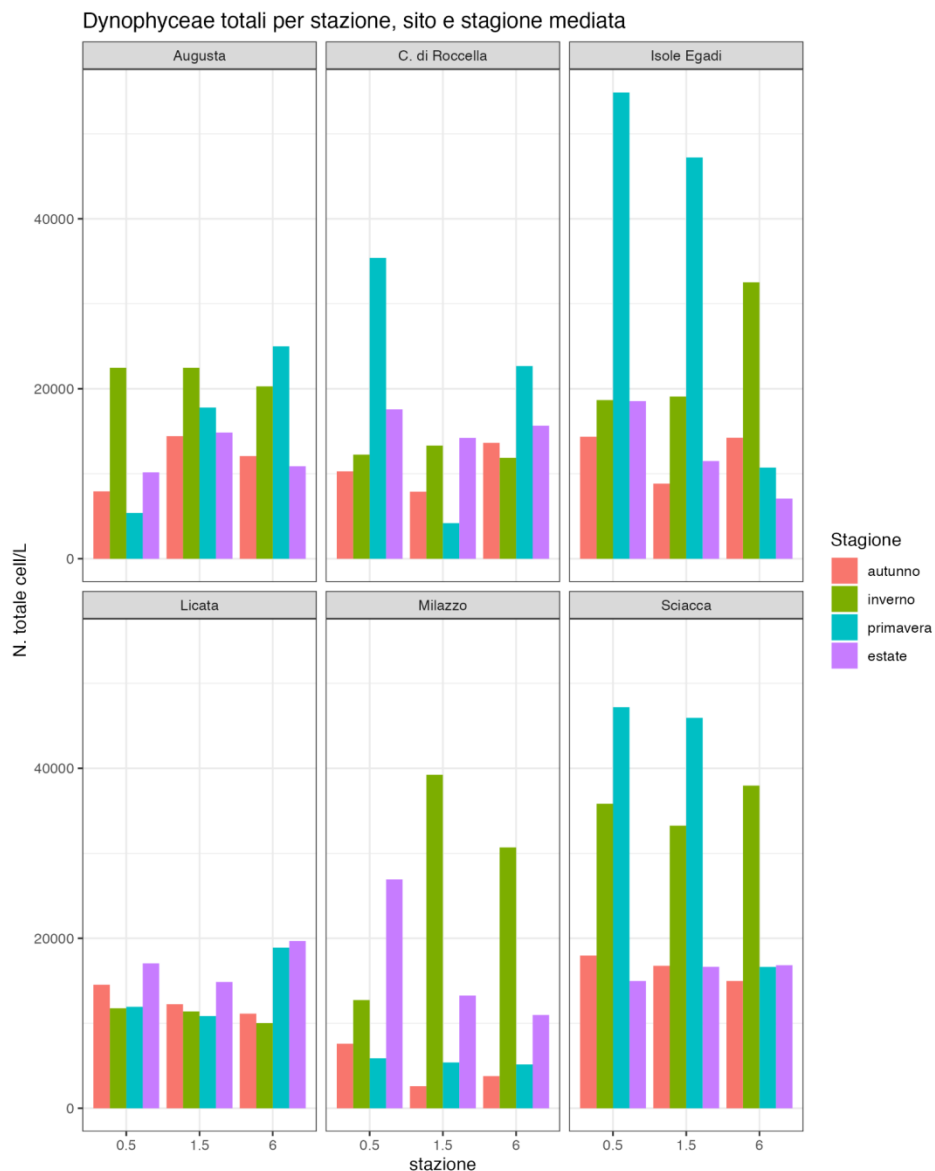


Figura 55: Abbondanza del gruppo *Dynophyceae* per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Le concentrazioni di Bacillariophyceae totali nei siti di campionamenti mostrano un picco primaverile nelle stazioni costiere (0,5 e 1,5 NM) di Sciacca (un *bloom* algale di grande entità) ed Isole Egadi, e in tutte le stazioni di Augusta. A Campofelice di Roccella si registra un picco invernale a 6 NM dalla costa, mentre a Licata si evidenzia un trend decrescente costa-largo nel periodo invernale, con valori che partono da oltre 100.000 cellule/L. Il sito di Milazzo è quello in cui la densità di Bacillariophyceae resta estremamente bassa per tutto l'anno, così come a Sciacca, ad eccezione per quest'ultima del picco primaverile costiero (Fig. 56).

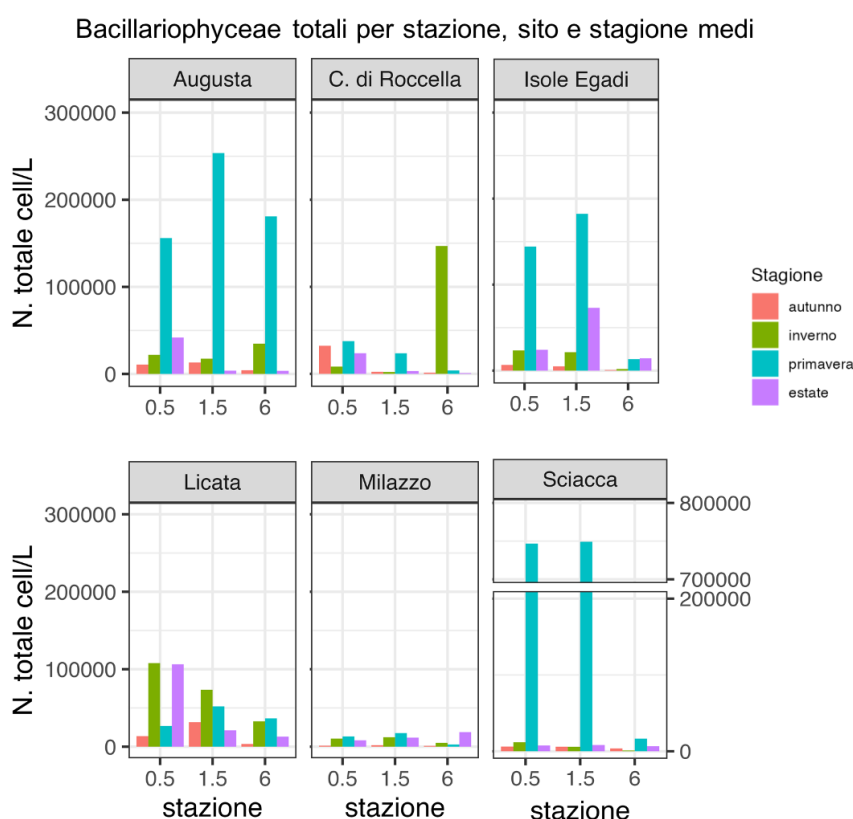


Figura 56: Abbondanza del gruppo Bacillariophyceae per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Complessivamente, il periodo primaverile è quello in cui si ha la maggiore fioritura algale, con elevati valori di tutte e tre i gruppi fitoplanctonici analizzati, soprattutto nelle stazioni costiere (0,5 e 1,5 NM); relativamente ai rapporti tra i 3 gruppi, durante il periodo primaverile si assiste ad un maggiore concentrazione delle Bacillariophyceae nelle stazioni costiere, proprio dovuta alla loro elevata affinità coi nutrienti. Nelle stazioni costiere, la formazione di questo picco primaverile ha origine già dal periodo invernale. Nelle stazioni a 6 NM il picco di fioritura algale dei 3 gruppi fitoplanctonici si ha in inverno, mentre

nel periodo primaverile si ha un decremento cellulare in particolare per gruppo altro fitoplancton, mentre continuano ad essere piuttosto elevati i valori di Bacillariophyceae. Il periodo estivo vede una drastica riduzione cellulare di tutti i gruppi fitoplanctonici, con una minore riduzione per le Bacillariophyceae delle stazioni costiere. Il periodo autunnale segna un nuovo incremento cellulare per l'altro fitoplancton, precursore di nuove fioriture invernali-primaverili, mentre raggiungono i valori minimi le concentrazioni cellulari di Bacillariophyceae e Dinophyceae (Fig. 57).

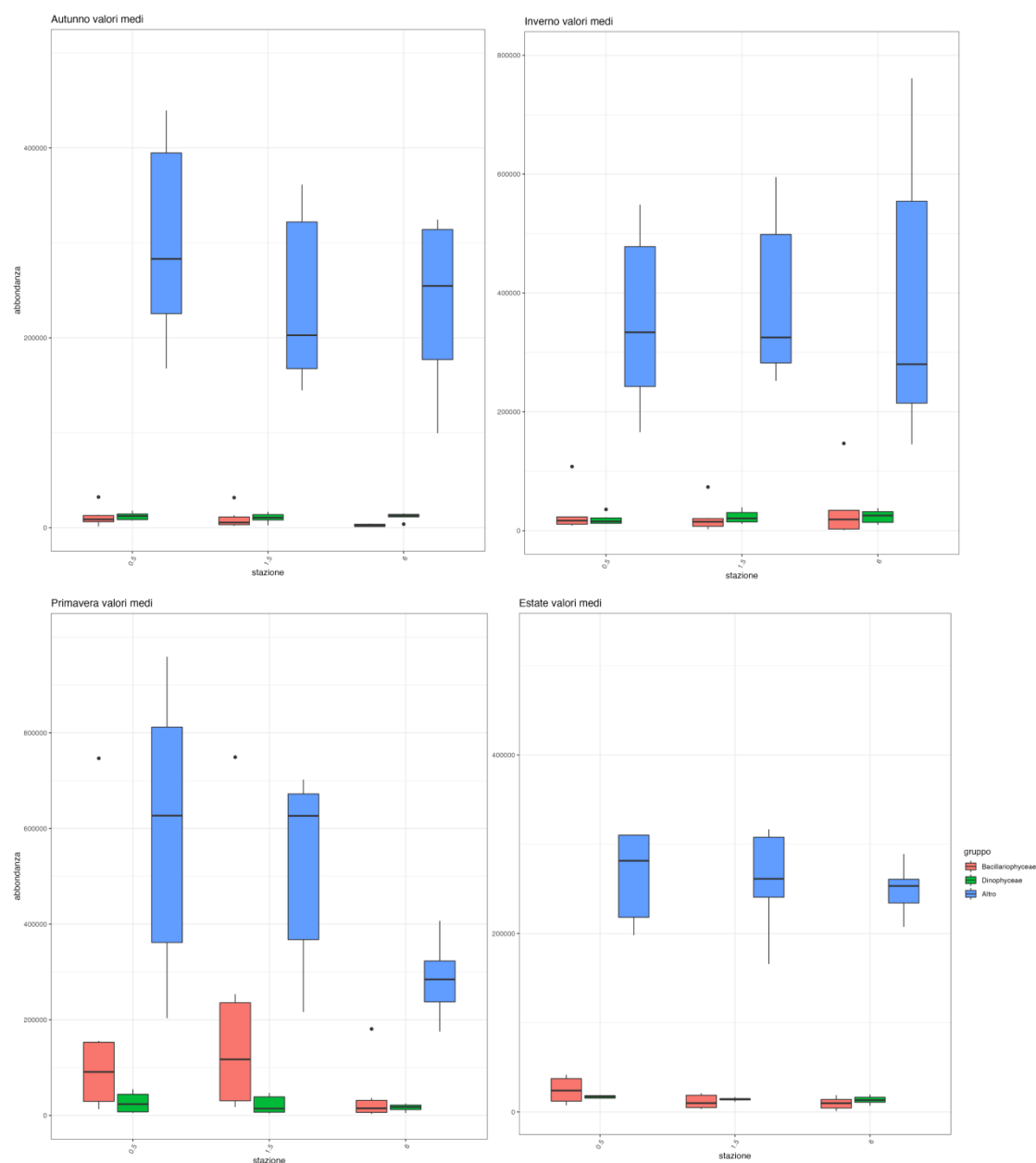


Figura 57: Abbondanza relativa dei gruppi fitoplanctonici Bacillariophyceae, Dinophyceae e Altro fitoplancton nelle 3 stazioni di campionamento 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa, suddivisi per stagione.

Indici di diversità

Al fine di indagare i meccanismi che controllano la formazione, il mantenimento e l'evoluzione delle comunità biologiche fitoplanctoniche abbiamo utilizzato diversi indici di biodiversità:

L'indice di ricchezza specifica di Margalef (d), [Margalef, 1958] è basato sul rapporto tra il numero di specie e il numero totale di individui. Si calcola come: $d = (S-1)/\ln(N)$, dove: S= numero delle specie trovate; N= numero degli individui trovati. Essendo un indice calcolato su un logaritmo, il valore dell'indice cresce se il numero di specie è grande rispetto al numero di individui. L'indice trasforma il numero di specie nel campione in una proporzione, dove le specie vengono aggiunte in funzione dell'incremento del campione.

Notiamo quindi che in primavera abbiamo un valore più elevato rispetto alle altre stagioni, denotando una situazione di equilibrio dell'ecosistema generale e che riguardo alle stazioni campionate, in particolare a Sciacca la situazione è migliore sulle altre che comunque hanno tutti valori che indicano una complessiva normalità (Fig. 58).

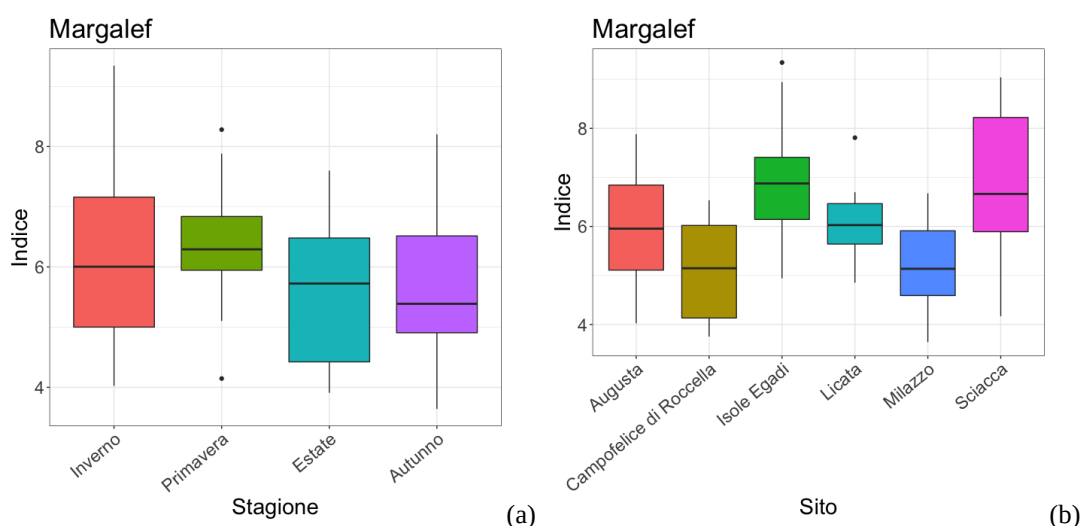


Figura 58: Indice di Margalef applicato ai generi fitoplanctonici afferenti ai gruppi Bacillariophyceae e Dinophyceae per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

Per quanto riguarda la ricerca delle specie rare, abbiamo utilizzato l'indice di Shannon (Fig. 59). Questo indice utilizza un logaritmo in base 2 e può variare tra 0 e infinito.

Si nota dal grafico come Sciacca e le isole Egadi mostrino valori più elevati in specie rare e che è sempre la primavera che vede una prevalenza sulle altre stagioni in termini di biodiversità fitoplanctonica.

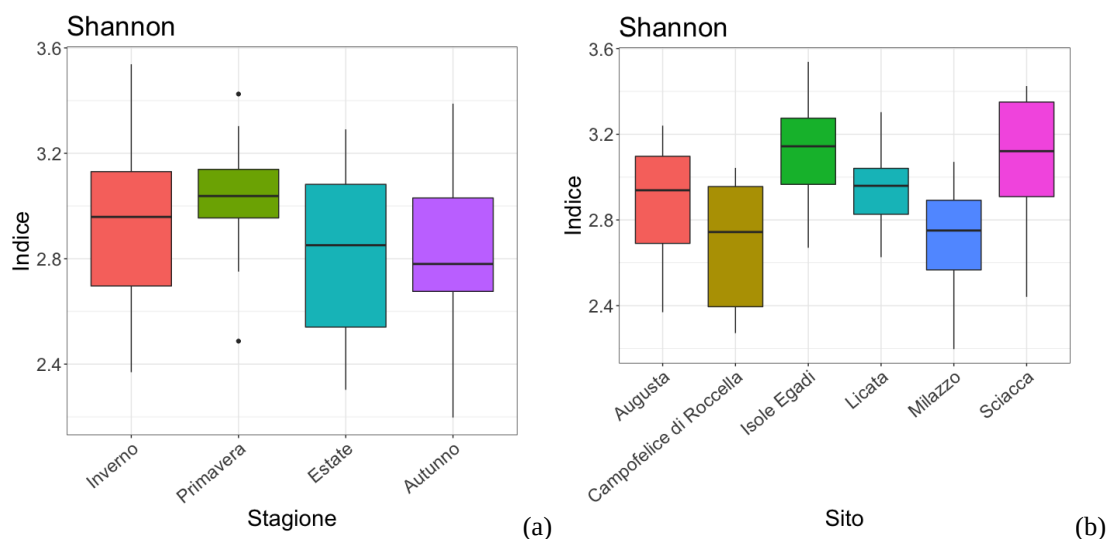


Figura 59: Indice di Shannon applicato ai generi fitoplanctonici afferenti ai gruppi Bacillariophyceae e Dinophyceae per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

L'indice di Simpson (Fig. 60) invece è stato usato per evidenziare la probabilità che due individui estratti a caso da

una campione appartengano alla stessa specie. esso infatti è fortemente influenzato dall'abbondanza delle specie dominanti. Anche in questo caso vediamo come le Egadi e Sciacca, insieme a Licata si confermano siti di interesse e la dominanza di poche specie ci fa riflettere su condizioni ecologiche non ugualmente adeguate alle specie ritrovate.

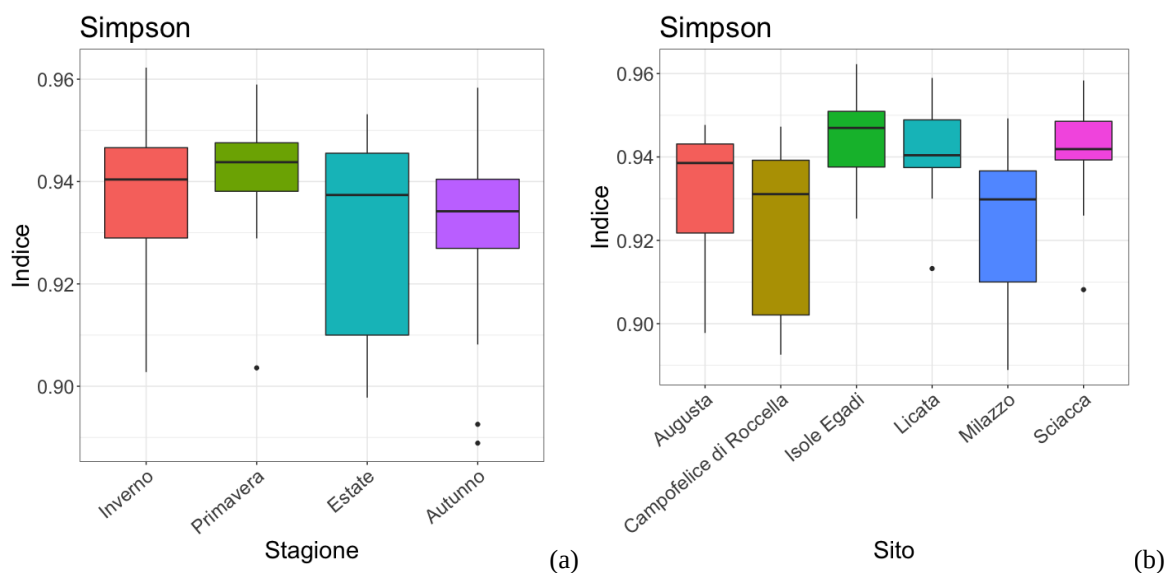


Figura 60: Indice di Simpson applicato ai generi fitoplanctonici afferenti ai gruppi Bacillariophyceae e Dinophyceae per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

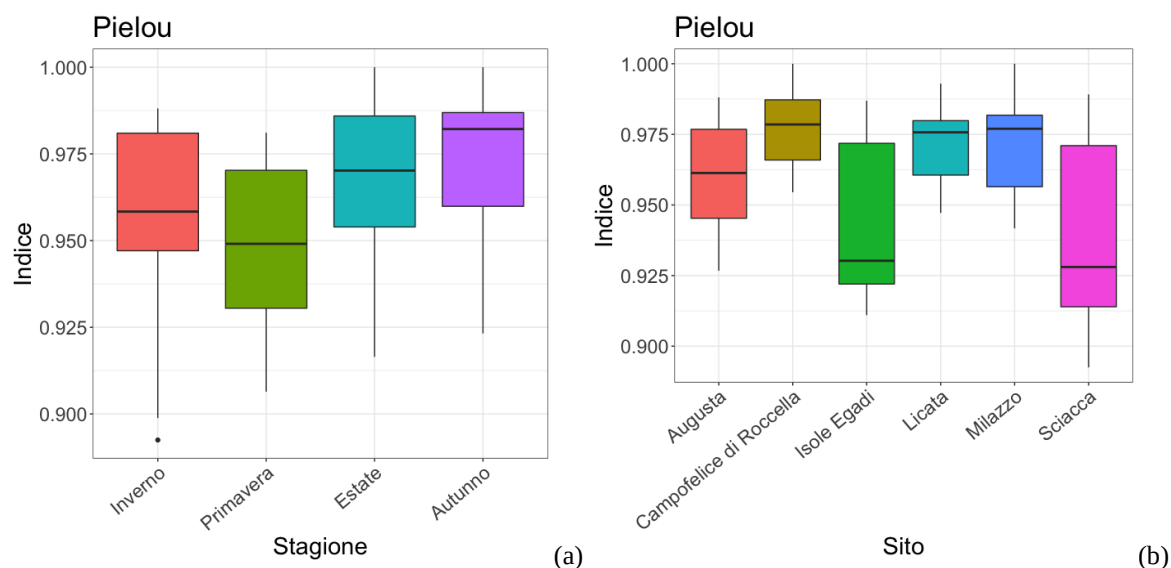


Figura 61: Indice di Pielou applicato ai generi fitoplanctonici afferenti ai gruppi Bacillariophyceae e Dinophyceae per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

Le indicazioni che dà l'indice di Pielou (Fig. 61) è perfettamente coerente con i risultati trovati. Infatti l'indice di equità J di Pielou prende in considerazione la modalità di distribuzione dei singoli individui nelle varie specie ed è coerente che mostri i valori più bassi in primavera e a Sciacca e nelle Isole Egadi, infatti esso tende a 0 quanto più alcune specie dominano numericamente sulle altre, che è la situazione che abbiamo riscontrato in queste stazioni.

Analisi dei dati di Mesozooplancton

Lo zooplancton prelevato stagionalmente nel 2020 e nel 2021 dai 6 siti lungo le coste siciliane è stato analizzato quantitativamente e qualitativamente, suddiviso nei 3 gruppi: Cladoceri, Copepodi e Altro zooplancton, seguendo la classificazione tassonomica di riferimento.

Complessivamente, il gruppo zooplanctonico maggiormente abbondante lungo le coste siciliane è rappresentato dai Copepodi (59%), crostacei rappresentati da un'ampia varietà di specie e range dimensionale, seguiti da "altro zooplancton", che racchiude al suo interno organismi sia oloplanctonici (Salpe, Chetognati, Appendicolarie, etc..) che meroplanctonici (uova e larve di pesci, echinodermi, etc..) (Fig.62). I Cladoceri sono generalmente meno abbondanti degli altri due gruppi, e assenti nel periodo invernale; la percentuale di abbondanza dei Cladoceri rispetto alla composizione mesozooplanctonica annuale delle acque costiere siciliane è del 4%.

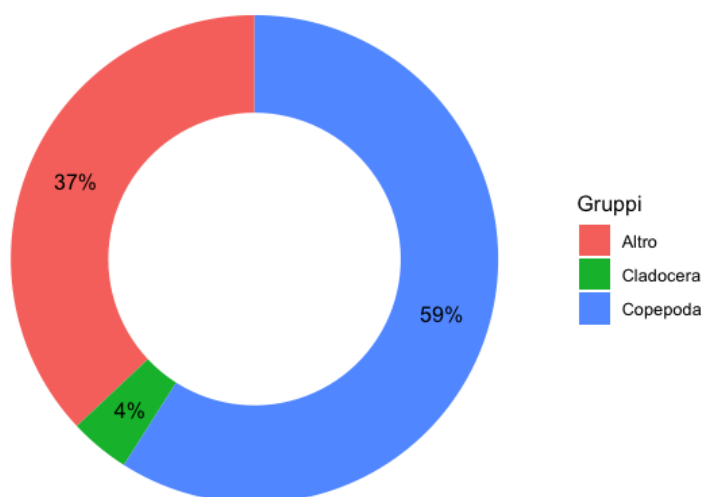


Figura 62: Abbondanza percentuale dello zooplancton totale prelevato lungo le coste siciliane negli anni 2020 e 2021.

I valori di abbondanza media delle stazioni di campionamento, per i 3 macro gruppi zooplanctonici (Altro zooplancton, Copepodi e Cladoceri), sono stati analizzati per evidenziare la fluttuazione stagionale a livello regionale (Fig. 63).

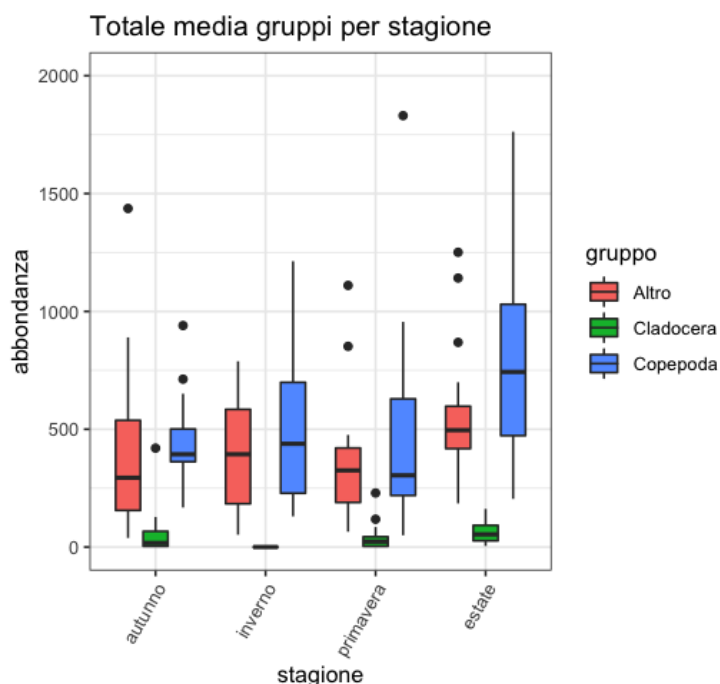


Fig. 63: Abbondanza media dei 3 gruppi zooplanctonici presenti lungo le coste siciliane, suddivisa nelle 4 stagioni di campionamento.

I valori maggiori mesozooplanctonici sono presenti nei periodi invernale ed estivo, mostrando una sovrapposizione nel primo caso ed un leggero ritardo rispetto ai picchi fitoplanctonici. Nel periodo estivo si riscontra la maggiore concentrazione di Cladoceri. Le minori abbondanze dei Copepodi si riscontrano in autunno, con una minore variabilità relativamente alla densità tra siti e stazioni di campionamento, mentre le minori abbondanze di Altro zooplancton e di Cladoceri si evidenziano in primavera. In linea con la naturale stagionalità di questo gruppo, l'abbondanza dei Cladoceri cresce dal periodo primaverile a quello autunnale, mentre durante l'inverno si ha la totale assenza di individui. (Fig. 63).

Andando ad osservare la distribuzione stagionale delle abbondanze mesozooplanctoniche per ciascun sito di campionamento, ed analizzandone le variazioni all'aumentare della distanza dalla costa (Fig. 64), Augusta, Licata, Sciacca e Campofelice di Roccella presentano una discreta omogeneità di abbondanza mesozooplanctonica tra le stagioni, nella stazione più distante dalla costa (6 NM); a Milazzo le abbondanze diminuiscono con la distanza dalla costa ed i valori primaverili ed invernali sono inferiori a quelli autunnali ed estivi, questi ultimi superano i 1000 individui/m³ in tutte le stazioni. In generale, tutti i siti presentano valori medio-elevati di abbondanza mesozooplanctonica nel periodo estivo, nei siti di Sciacca, Licata ed Isole Egadi si registrano elevati valori anche nel periodo invernale, ed isolati picchi autunnali o primaverili si hanno rispettivamente nelle stazioni costiere di Sciacca e Campofelice di Roccella, e nelle stazioni costiere di Licata e Campofelice di Roccella.

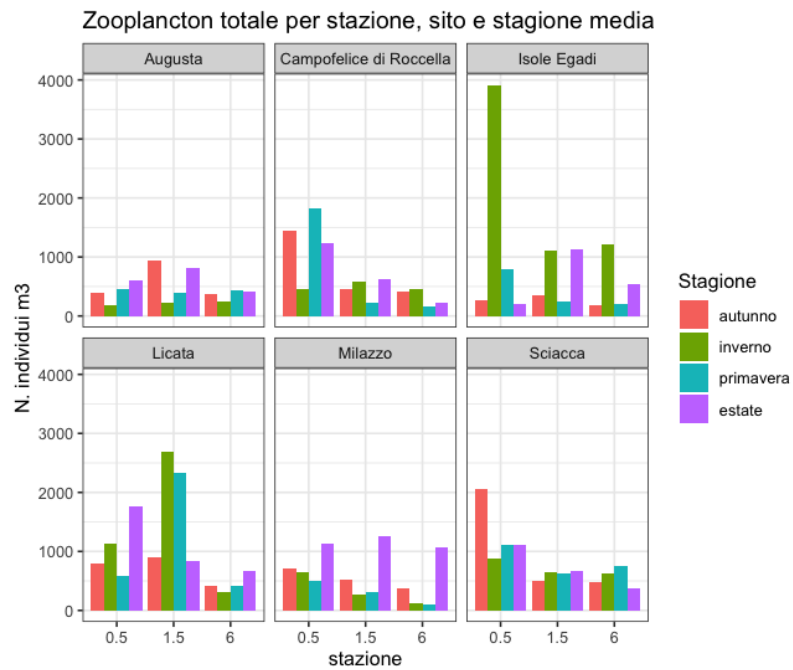


Figura 64: Abbondanza mesozooplanctonica per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Dato il contributo percentuale dei Copepodi (59% ca) all'abbondanza totale mezooplantonica, il quadro di abbondanze assolute dei Copepodi, suddiviso per stagione nelle stazioni di campionamento (Fig. 65), è piuttosto sovrapponibile a quello del mesozooplankton totale (Fig. 64).

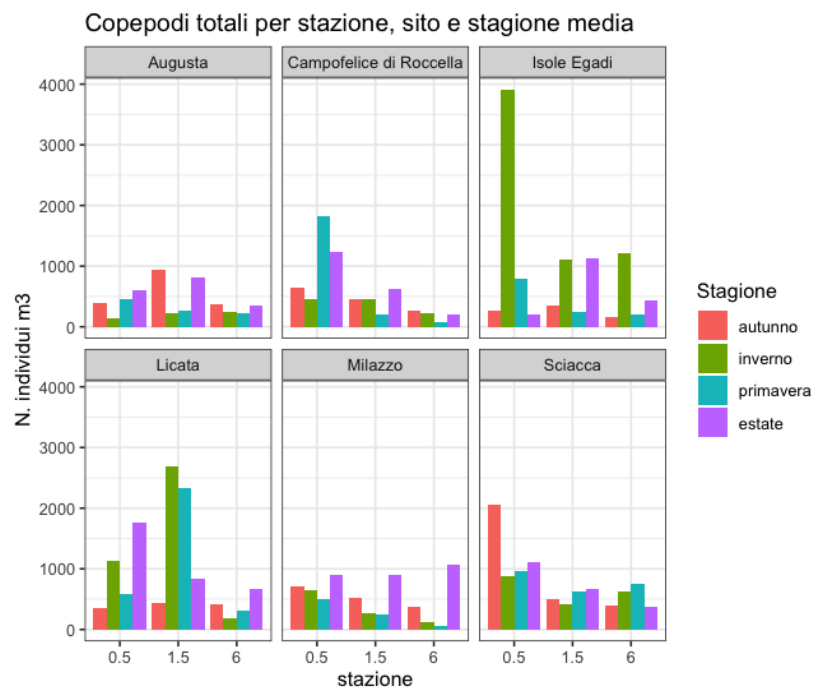


Figura 65: Abbondanza di Copepodi per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3

stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Il periodo autunnale vede elevati valori di abbondanza di Altro zooplancton nelle stazioni costiere di Augusta (1,5 NM), Campofelice di Roccella (0,5 e 1,5 NM), Licata (0,5 e 1,5 NM) e valori medi nel sito di Sciacca e nella stazione a largo di Licata (6 NM). Da medi a elevati valori primaverili anticipano i picchi di abbondanza estivi in tutti i siti di campionamento, con i più bassi valori primaverili nei siti di Milazzo, e Licata. Complessivamente, Sciacca è il sito con la maggiore abbondanza di altro zooplancton in tutte le stazioni di campionamento (Fig. 66).

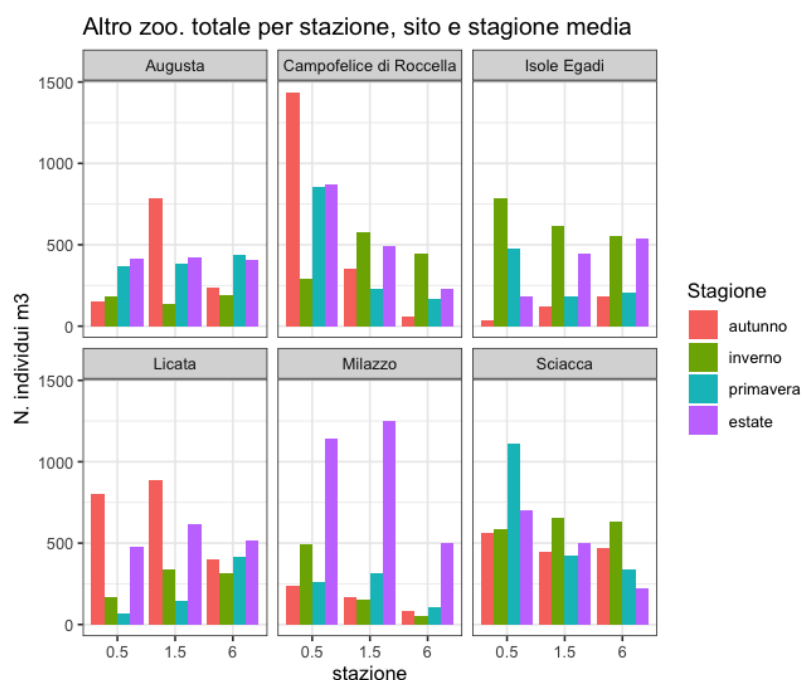


Figura 66: Abbondanza di Altro zooplancton per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

In tutte le stazioni, ad eccezione di Augusta, i Cladoceri presentano una discreta abbondanza nel periodo estivo, mentre sono naturalmente completamente assenti nel periodo invernale. Ad Augusta l'abbondanza maggiore si registra nelle stazioni costiere durante il periodo primaverile, mentre a Campofelice di Roccella e a Licata, le maggiori abbondanze si registrano durante il periodo autunnale, con un isolato picco di abbondanza di oltre 400 individui/m³ nella stazione a largo (6 NM) di Campofelice di Roccella, mentre in primavera si registrano i valori più bassi (Fig. 67)

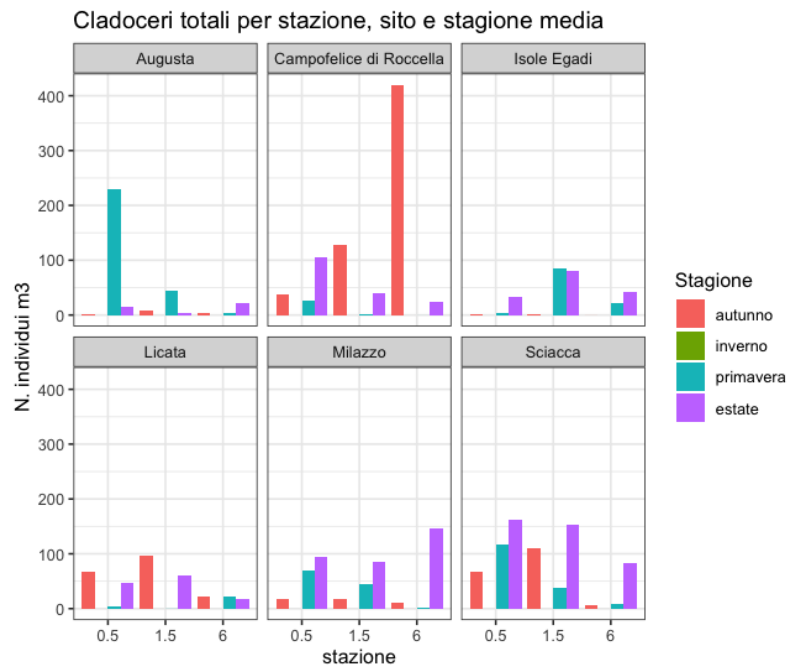


Figura 67: Abbondanza di Cladoceri per stagione (valori medi) nelle stazioni di campionamento. In ascisse le 3 stazioni di campionamento: 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa.

Complessivamente, il periodo estivo è quello che presenta la maggiore abbondanza dei 3 gruppi zooplanctonici. L'abbondanza dei Copepodi è elevata anche in inverno, mentre presenta i valori minori nei periodi autunnale e primaverile. Le stazioni costiere mantengono costanti le abbondanze dei Cladoceri, mentre allontanandosi dalla costa (6 NM) nei periodi primaverile ed autunnale si rilevano le abbondanze minori, conseguenza della prossimità del periodo invernale. L'altro zooplancton presenta le sue abbondanze maggiori nel periodo autunnale, per diminuire ulteriormente nel periodo invernale e primaverile, ad eccezione delle stazioni costiere (0,5 NM) in cui il gruppo tende nuovamente a crescere nel periodo primaverile, per poi aumentare anche alle altre distanze dalla costa nel periodo estivo (Fig. 68).

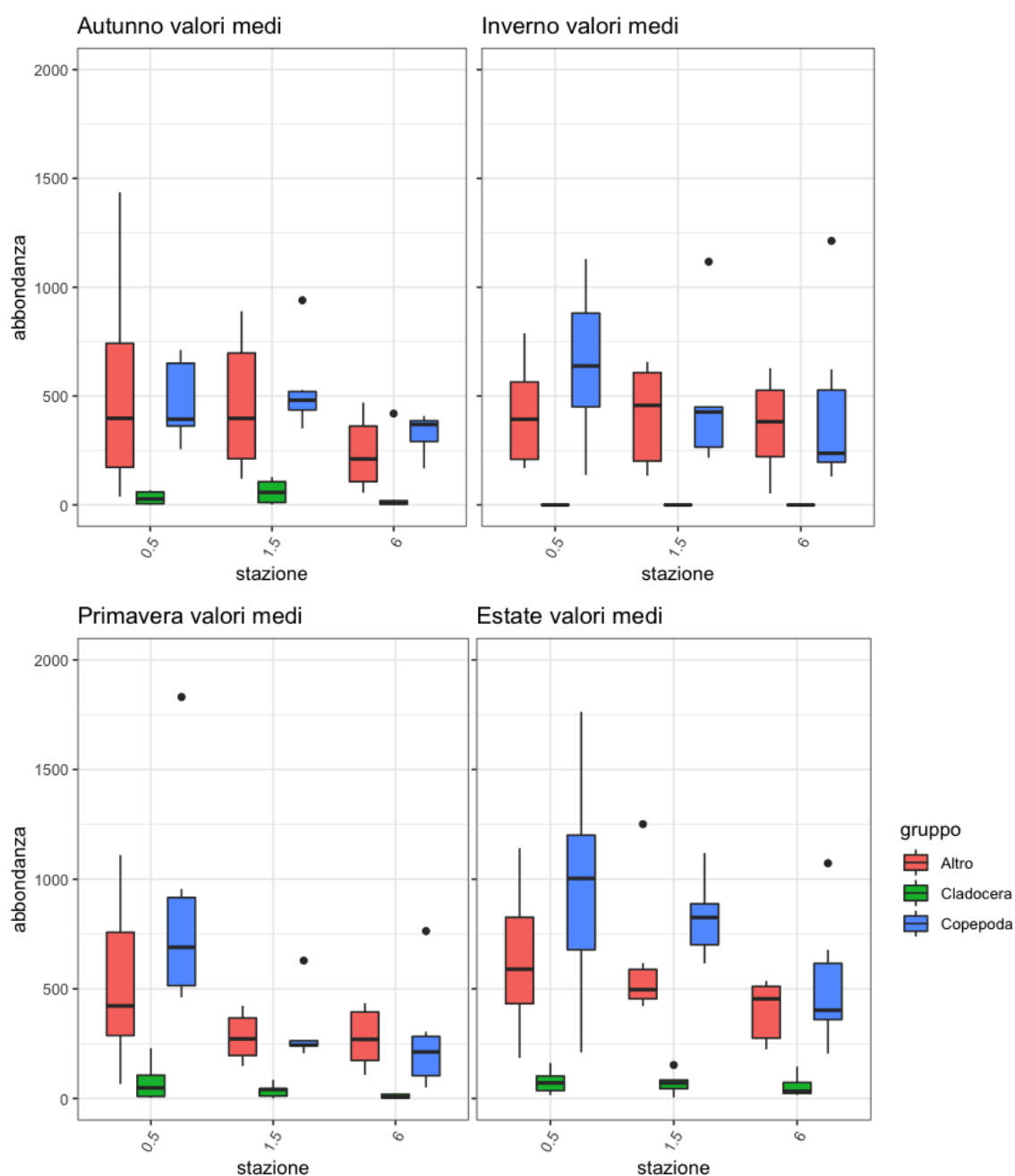


Figura 68: Abbondanza relativa dei gruppi fitoplanctonici Bacillariophyceae, Dinophyceae e Altro fitoplancton nelle 3 stazioni di campionamento 0,5 - 1,5 - 6 NM dalla costa, suddivisi per stagione.

Indici di diversità

Al fine di indagare i meccanismi che controllano la formazione, il mantenimento e l'evoluzione delle comunità biologiche zooplanctoniche abbiamo utilizzato anche diversi indici di biodiversità:

Come per il fitoplancton l'indice di Margalef ci conferma che riguardo alle stazioni campionate, in particolare a Sciacca e alle Isole Egadi il numero di specie è grande rispetto al numero di individui e dunque la biodiversità

del mesozooplankton è migliore sulle altre stazioni che comunque hanno tutti valori che indicano una complessiva normalità.

Anche la stagionalità segue degli andamenti normali vedendo valori leggermente più alti in primavera ed estate (Fig. 69).

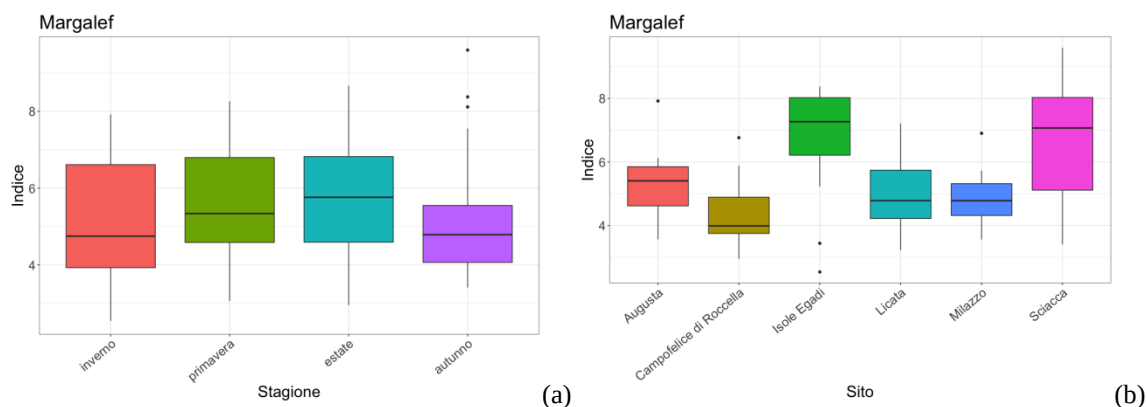


Figura 69: Indice di Margalef applicato alle specie di Copepodi per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

Per quanto riguarda i risultati forniti dell'indice di Shannon, ovvero la ricerca delle specie rare, questo indice ci fa notare coerentemente con i risultati del fitoplancton, che i siti di Sciacca e le isole Egadi mostrano valori più elevati in specie rare e che le stagioni che ne consentano la presenza sono sempre la primavera e l'estate (Fig. 70).

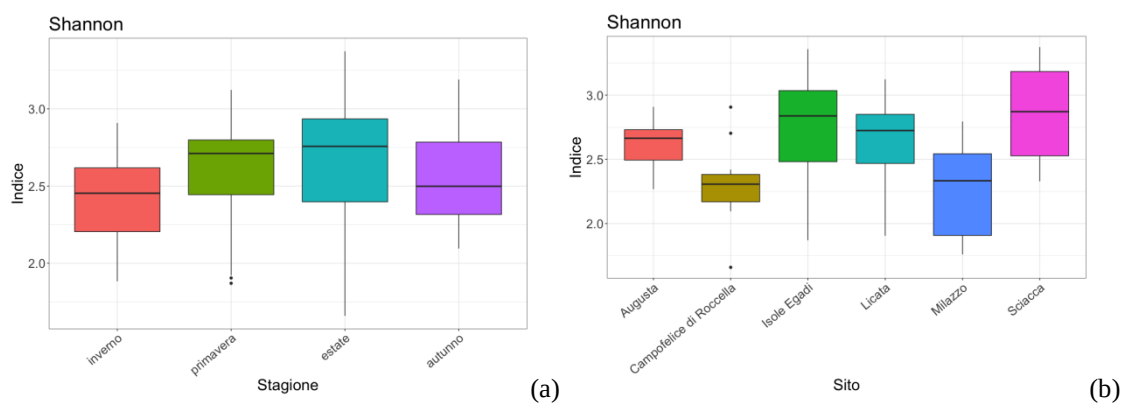


Figura 70: Indice di Shannon applicato alle specie di Copepodi per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

L'indice di Simpson invece è stato usato per evidenziare la probabilità che due individui estratti a caso da un campione appartengano alla stessa specie. esso infatti è fortemente influenzato dall'abbondanza delle specie dominanti. Anche in questo caso vediamo come le Egadi e Sciacca si confermino siti di interesse e la

dominanza di poche specie ci fa riflettere su condizioni ecologiche non ugualmente adeguate alle specie ritrovate. I valori più bassi in questo caso li troviamo a Campofelice e a Milazzo che denotano dunque condizioni ecologiche più stabili e probabilmente più omogenee (Fig. 71).

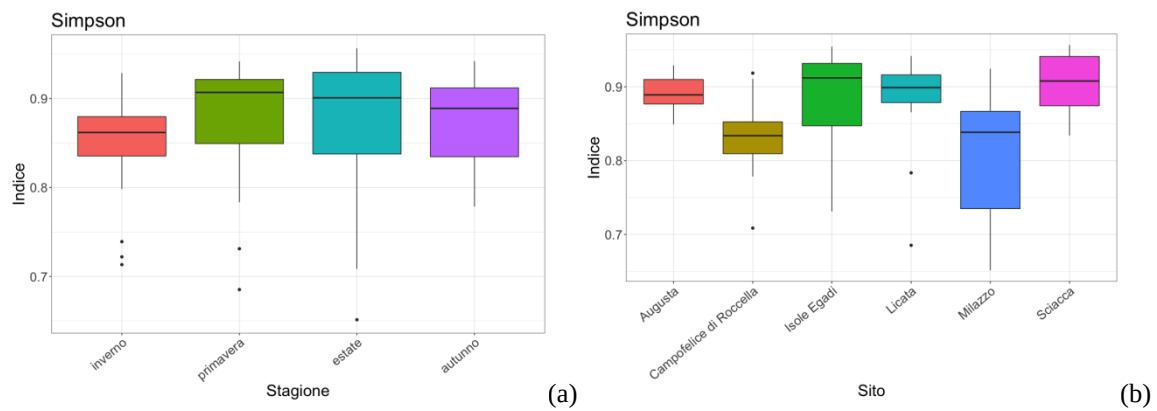


Figura 71: Indice di Simpson applicato alle specie di Copepodi per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

Stesse indicazioni le fornisce l'indice di Pielou che indica come vi sia una omogeneità tra i siti in termini di equitabilità, dove, valori leggermente inferiori si rilevano a Campofelice e Milazzo, confermando pienamente quanto mostrato dagli altri indici (Fig. 72).

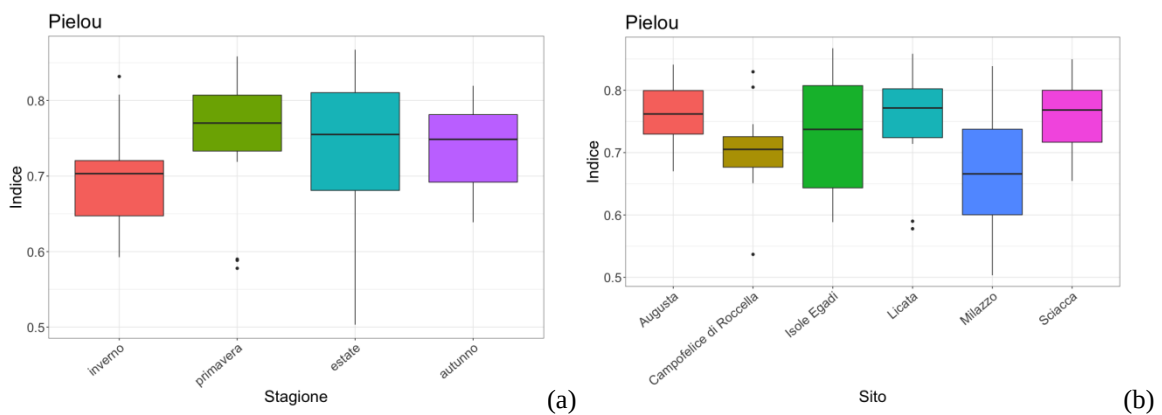


Figura 72: Indice di Pielou applicato alle specie di Copepodi per stagione (a) e per sito (b) di campionamento.

Risultati ittioplancton

Ogni sito è stato inizialmente analizzato per stazione e stagione, verificando le abbondanze di larve e uova totali, e al fine di valutare in quale sito, stagione e a quale profondità, si distribuiscono più larve.

In generale le abbondanze maggiori si riscontrano nel sito di Milazzo (Fig. 73), con l'estate e l'autunno che riportano i maggiori dati di abbondanze. Le maggiori abbondanze per ogni sito si riscontrano ad Augusta in autunno a 1.5 MN dalla costa, a Campofelice di Roccella in inverno a 1.5 MN, alle Isole Egadi in inverno a 1.5MN, a Licata a 6 MN in estate. A Milazzo in estate ed in autunno rispettivamente a 1.5 MN e 6 MN; infine a Sciacca in primavera a 6 MN.

Le abbondanze totali delle uova seguono lo stesso trend (Fig. 74), con valori maggiori misurati su Milazzo rispetto agli altri siti. Le altre stazioni mostrano una eterogeneità nelle stagioni e stazioni campionate.

La stazione 1.5 MN è quella che per tutti i siti mostra le maggiori abbondanze sia per le larve che per le uova. Le uova sono generalmente più abbondanti in primavera, mentre le larve in estate sia a Licata che a Milazzo.

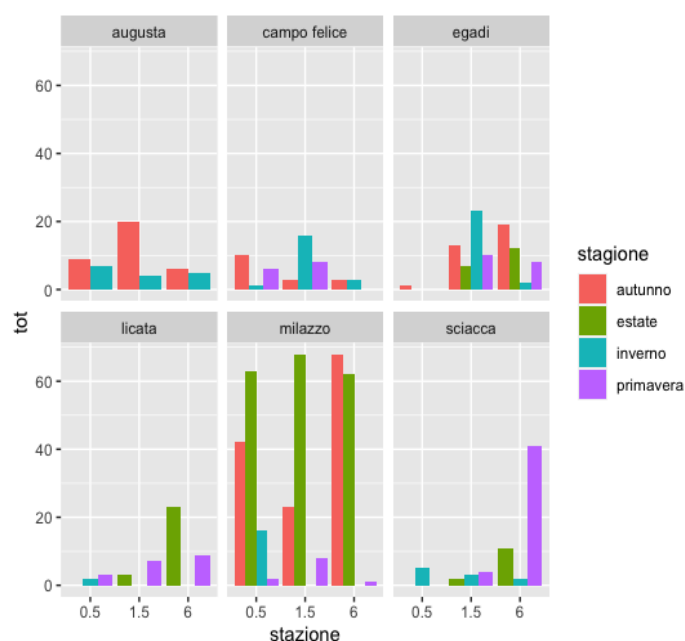


Fig. 73 – Abbondanze totali larve per sito, stagione e stazione.

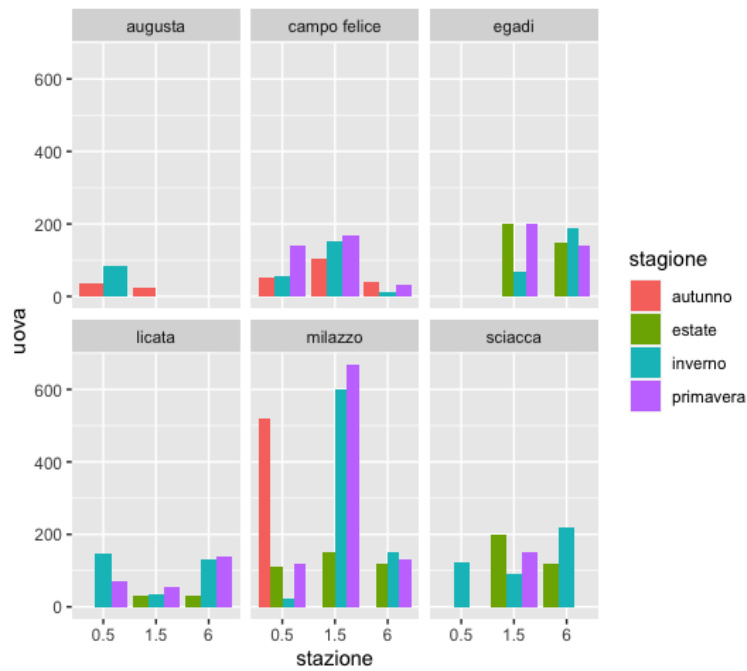


Fig. 74 – Abbondanze totali uova per sito, stagione e stazione.

E' stato osservato in che modo le abbondanze delle famiglie di ittioplancton per ogni stagione e per ogni sito varino e come queste cambino in relazione alle stagioni.

Nelle **Isole Egadi** è l'autunno la stagione con più variabilità nelle stazioni, a carico soprattutto dei labridi (Fig. 75). Nelle altre stagioni le famiglie di ittioplancton sono state rinvenute soltanto alla 1.5 MN e alla 6 MN (Figg. 76 - 78). Gli Sparidi sono i più abbondanti durante la primavera per poi sparire durante l'estate, stagione durante la quale vengono sostituiti in abbondanze dai Gobiidae (Fig. 78). In primavera sono i Labridae la famiglia più abbondante, seguiti dai Clupeidae, e Gobiidae. In inverno sono Myctophidae i più abbondanti, tra la 6 MN e la 1.5 MN.

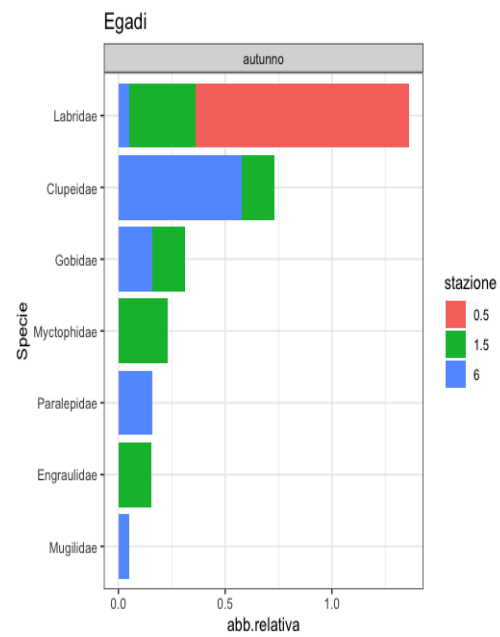


Fig. 75 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito delle Isole Egadi nella stagione autunnale, distinte per stazione.

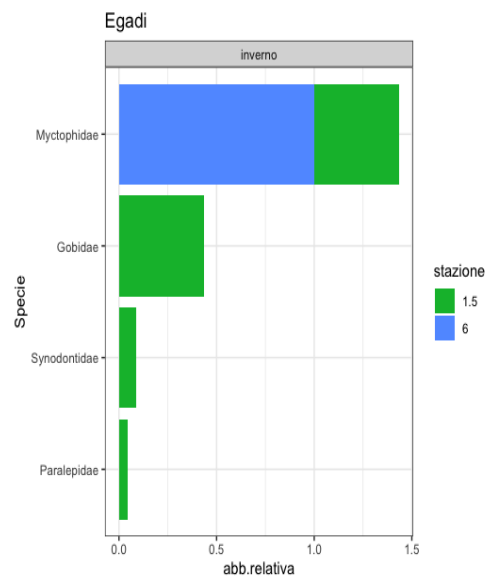


Fig. 76 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito delle Isole Egadi nella stagione invernale, distinte per stazione.

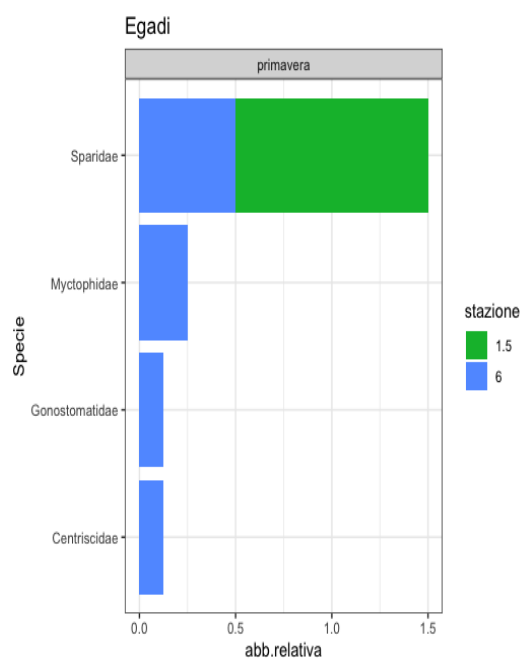


Fig. 77 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito delle Isole Egadi nella stagione primaverile, distinte per stazione.

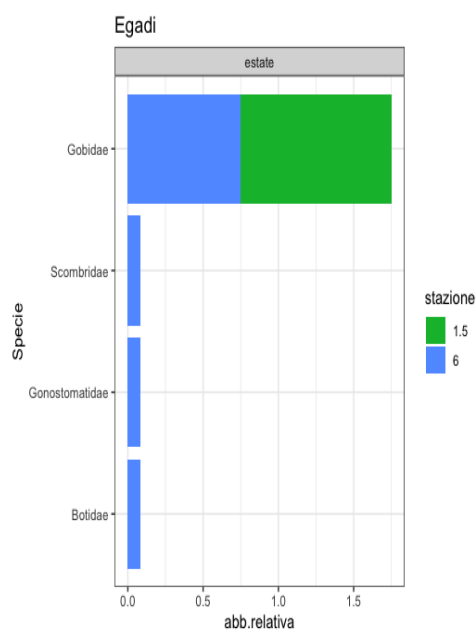


Fig. 78 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito delle Isole Egadi nella stagione estiva, distinte per stazione.

Il sito di **Campofelice di Roccella** mostra eterogeneità nella distribuzione delle famiglie all'interno delle stazioni, eccetto che per la primavera, stagione in cui l'ittioplancton è stato rinvenuto solo nelle stazioni più vicine alla costa (Fig. 79 - 81). I Gobidae dominano la stagione autunnale, lungo tutto il transetto costa-largo,

seguiti da Carangidae ed Engraulidae (Fig. 79). In inverno sono i Myctofidae i più abbondanti, famiglia che poi diminuisce in abbondanza in primavera, dove i Carangiidae aumentano nuovamente diventando la famiglia più abbondante (Fig. 80 - 81).

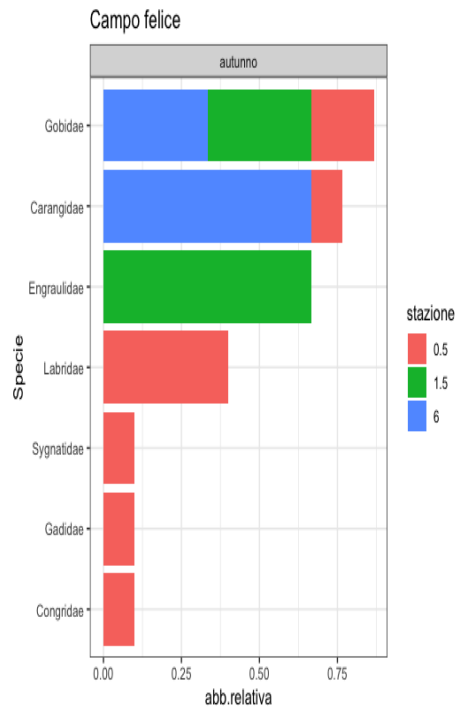


Fig. 79 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Campo felice nella stagione autunnale, distinte per stagione.

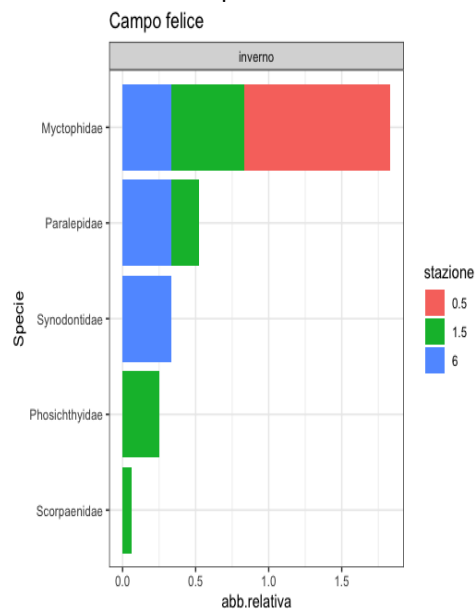


Fig. 80 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Campo felice nella stagione invernale, distinte per stagione.

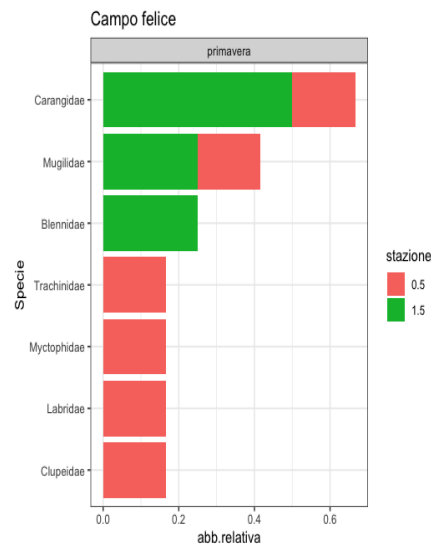


Fig. 81 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Campo felice nella stagione primaverile, distinte per stazione.

Partendo dall'estate a **Milazzo** (Fig. 82), è evidente come i Gobidae siano la famiglia più abbondante, in particolare nella stazione 0.5 MN. Sono immediatamente seguiti dai Labridae e dagli Scombridae. Questi ultimi sono presenti in tutte le stazioni dalla 0.5 MN alla 6 MN.

In autunno l'assemblaggio larvale varia (Fig. 83), gli Sparidae diventano la famiglia più abbondante alla stazione a 6 MN, seguiti dagli Scombridae, i Gobidae diminuiscono di abbondanza distribuendosi solo nella stazione 1.5 MN.

In inverno tutte le abbondanze cambiano (Fig. 84). Innanzitutto tutte le famiglie sono state ritrovate solo nella stazione 0.5 MN. Compaiono i Labridae che sono i più abbondanti, seguiti immediatamente dai Tunnidae. Gli Sparidae che nella stagione precedente erano i più abbondanti, non vengono più ritrovati. In generale si vede come il numero di famiglie diminuisce drasticamente, come anche l'abbondanza relativa calcolata. In primavera si ricomincia a vedere una variabilità nelle stazioni dalla 0.5 MN alla 6 MN con i Gonostomatidae più abbondanti rispetto agli altri (Fig. 85). Questa famiglia è stata presente in tutte le stagioni, ma è solo in primavera che diventano molto abbondanti nella stazione a 6 MN.

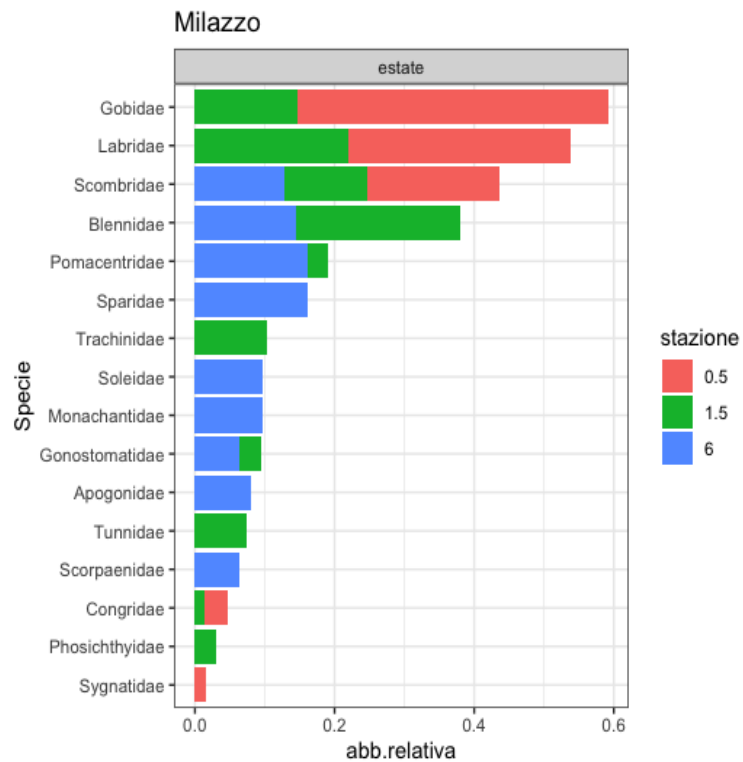


Fig. 82 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Milazzo nella stagione estiva, distinte per stazione.

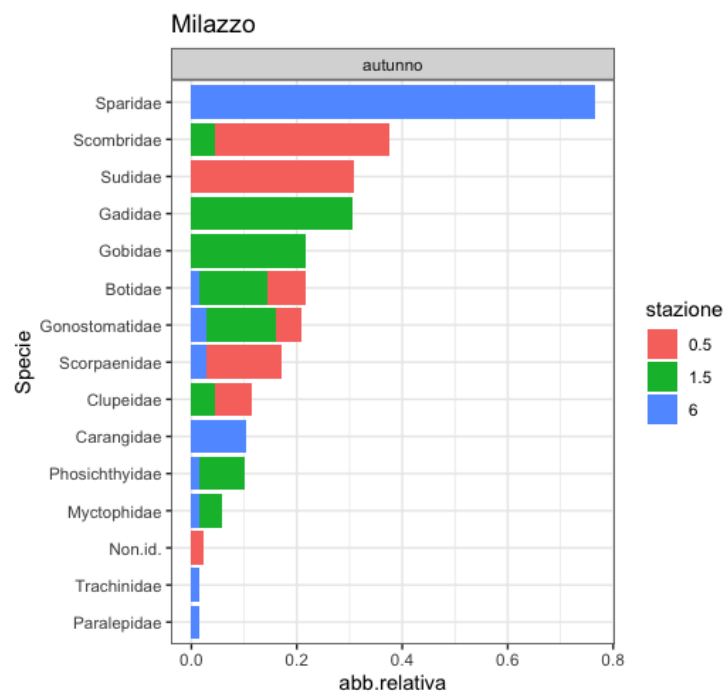


Fig. 83 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Milazzo nella stagione autunnale, distinte per stazione.

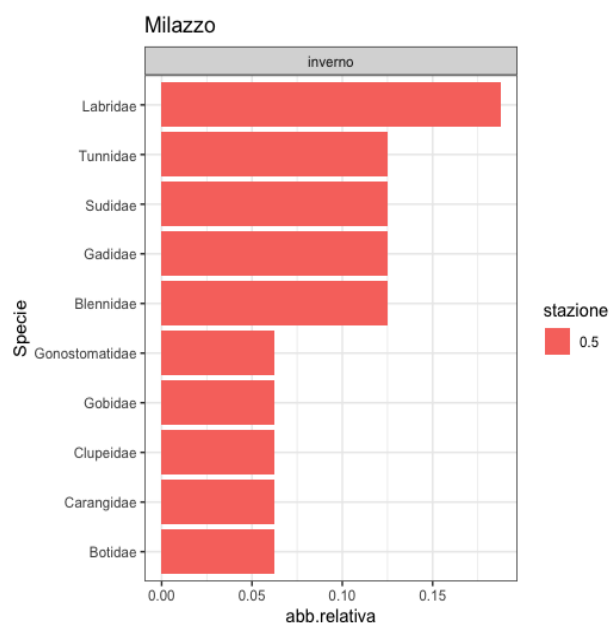


Fig. 84 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Milazzo nella stagione invernale, distinte per stazione.

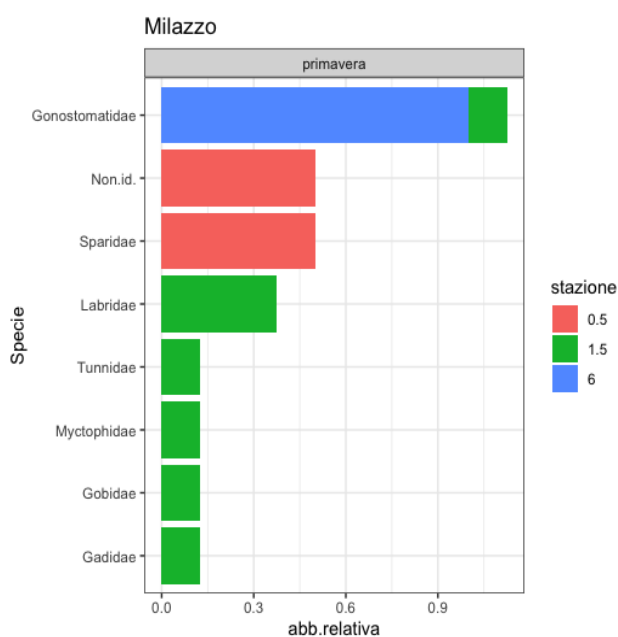


Fig. 85 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Milazzo nella stagione primaverile, distinte per stazione.

Infine, nella stazione di **Augusta**, in autunno (Fig. 86) il numero totale di famiglie è nettamente superiore rispetto ad altre stazioni come ad esempio le Egadi. Abbondanza che però non si mantiene nella stagione invernale (Fig. 87), con un numero inferiore in termini di abbondanze totali di famiglie di larve di pesce. I Myctofidi sono i più abbondanti, sia in autunno che in inverno. Vi è anche eterogeneità spaziale in termini di distanza dalla costa, con tutte e tre le stazioni positive in entrambe le stagioni positive all'ittioplancton.

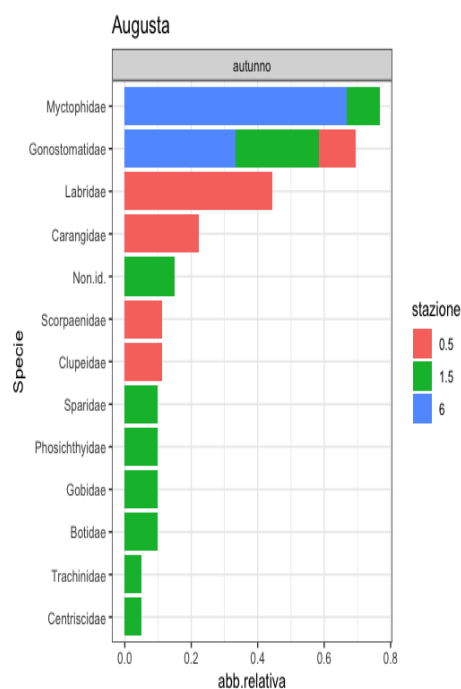


Fig. 86 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplankton per il sito di Augusta nella stagione autunnale, distinte per stazione.

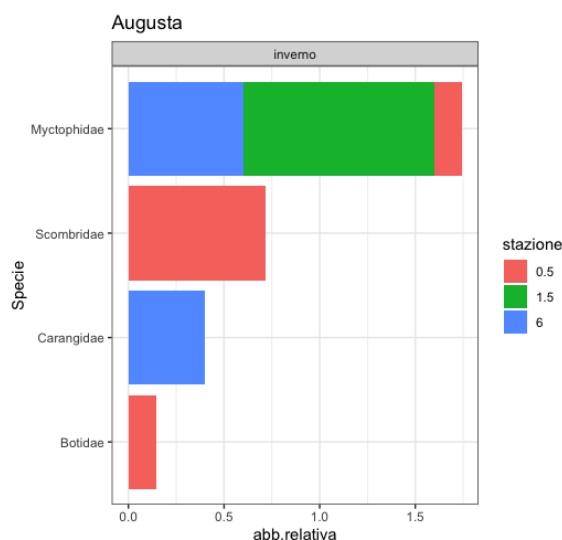


Fig. 87 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplankton per il sito di Augusta nella stagione invernale, distinte per stazione.

Nel sito di Licata in primavera le famiglie sono state ritrovate in tutte le stazioni (Fig. 88). I Gobiidae sono i più abbondanti, particolarmente a 6 MN, per poi diminuire drasticamente in estate e ritrovandoli solo nella stazione a 1.5 MN (Fig. 89). Gli Engraulidae sono presenti sia in primavera che in estate che in inverno, diventando l'unica famiglia ritrovata nella stazione 0.5 MN durante l'inverno. In primavera secondi in abbondanza sono i Callyonimidae, che vengono ritrovati soltanto a Licata, in questa stagione e nella stazione

a 1.5 MN. In estate la variabilità spaziale di questo sito diminuisce trovando le larve solo lontano dalla costa, i Trachinidae risultano più abbondanti insieme ai Botidae. Infine in inverno la variabilità in termini di abbondanze di famiglie di larve diminuisce drasticamente con i soli Engraulidi presenti.

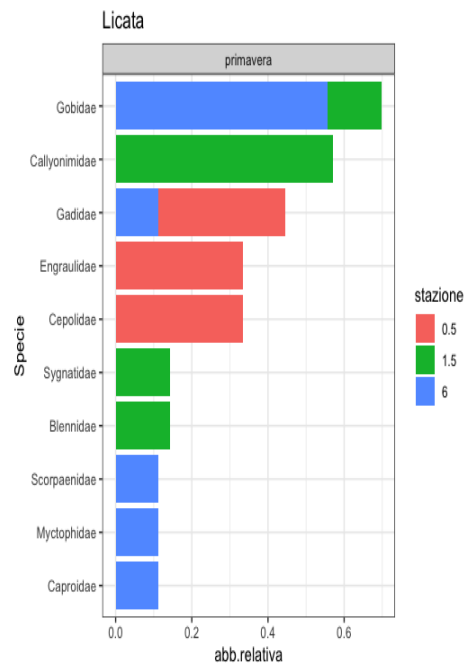


Fig. 88 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Licata nella stagione primaverile, distinte per stazione.

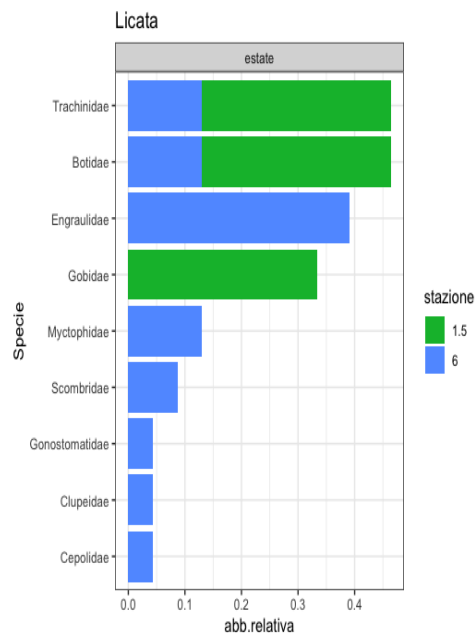


Fig. 89 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Licata nella stagione estiva, distinte per stazione.

Nel sito di **Sciacca** sia in primavera che in estate, le famiglie di larve sono state analizzate nelle stazioni 1.5 MN e 6 MN; solo in inverno si riscontrano stazioni positive a 0.5 MN dalla costa. In primavera Labridae e Gobidae sono più abbondanti, seguiti dai Botidae (Fig. 90). In estate le abbondanze relative delle famiglie cambiano, con i Blennidae più abbondanti e i Labridae che rispetto alla stagione precedente, diminuiscono drasticamente (Fig. 91). In inverno troviamo invece i Gobidae come specie più abbondante nella stazione 0.5 MN seguiti dai Clupeidae (Fig. 92). Il numero di famiglie totale tra primavera e inverno varia drasticamente, con la primavera con molte più famiglie presenti. Rispetto a Milazzo, Sciacca presenta meno variabilità in termini di numero di famiglie ritrovate come anche minore variabilità tra una stazione e l'altra.

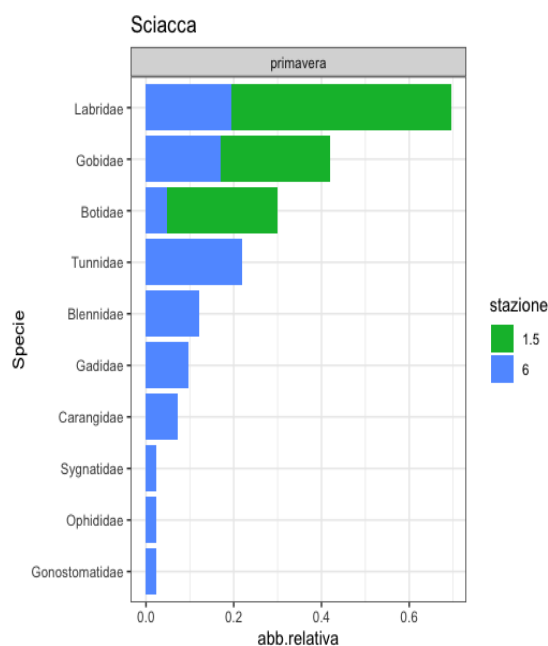


Fig. 90 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Sciacca nella stagione primaverile, distinte per stazione.

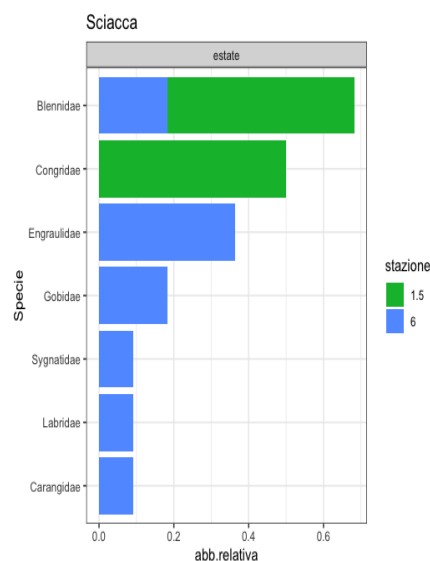


Fig. 91 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Sciacca nella stagione estiva, distinte per stazione.

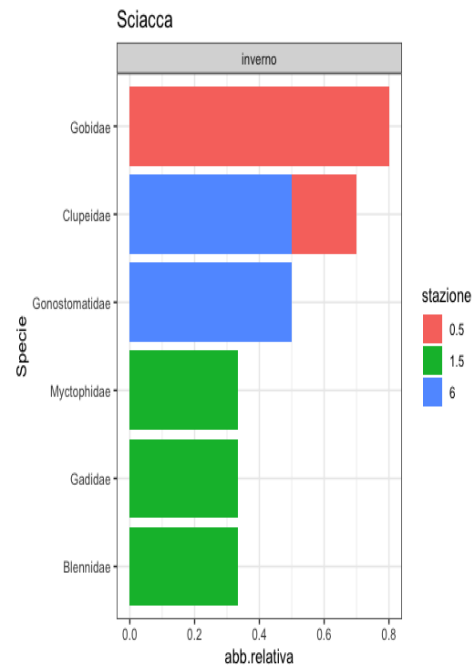


Fig. 92 – Abbondanze relative delle famiglie di ittioplancton per il sito di Sciaccia nella stagione invernale, distinte per stazione.

Analisi dati meiobenthos

Le microplastiche sono state ritrovate principalmente all'interno del primo centimetro di sedimento (quasi sempre >70% dell'abbondanza totale relativa a ciascun campione), e sono state suddivise in fibre bianche, fibre rosse, fibre blu, fibre nere, frammenti azzurri, frammenti rossi, frammenti bianchi e film. La presenza di residui di sostanza organica filamentosa di tipo vegetale ha contribuito in larga parte al numero di filamenti rinvenuti, che rimanevano intrappolati in grovigli biotico-plastici all'interfaccia acqua/sedimento. Nei siti privi di una componente filamentosa vegetale si è registrato un numero nettamente inferiore di filamenti plastici.

La dimensione dei grani del sedimento ha influito anch'essa notevolmente sulla presenza di microplastiche, evidenziando una maggiore capacità del sedimento fine di trattenere frammenti e filamenti rispetto al sedimento con granulometria grossolana e conchiglie e frammenti di conchiglie di varie dimensioni.

I filamenti bianchi sono stati tutti individuati come nylon (Fig. 93 a), ed i film rinvenuti sono associabili a frammenti di vernice staccatisi, probabilmente, da imbarcazioni (Fig. 93 b).

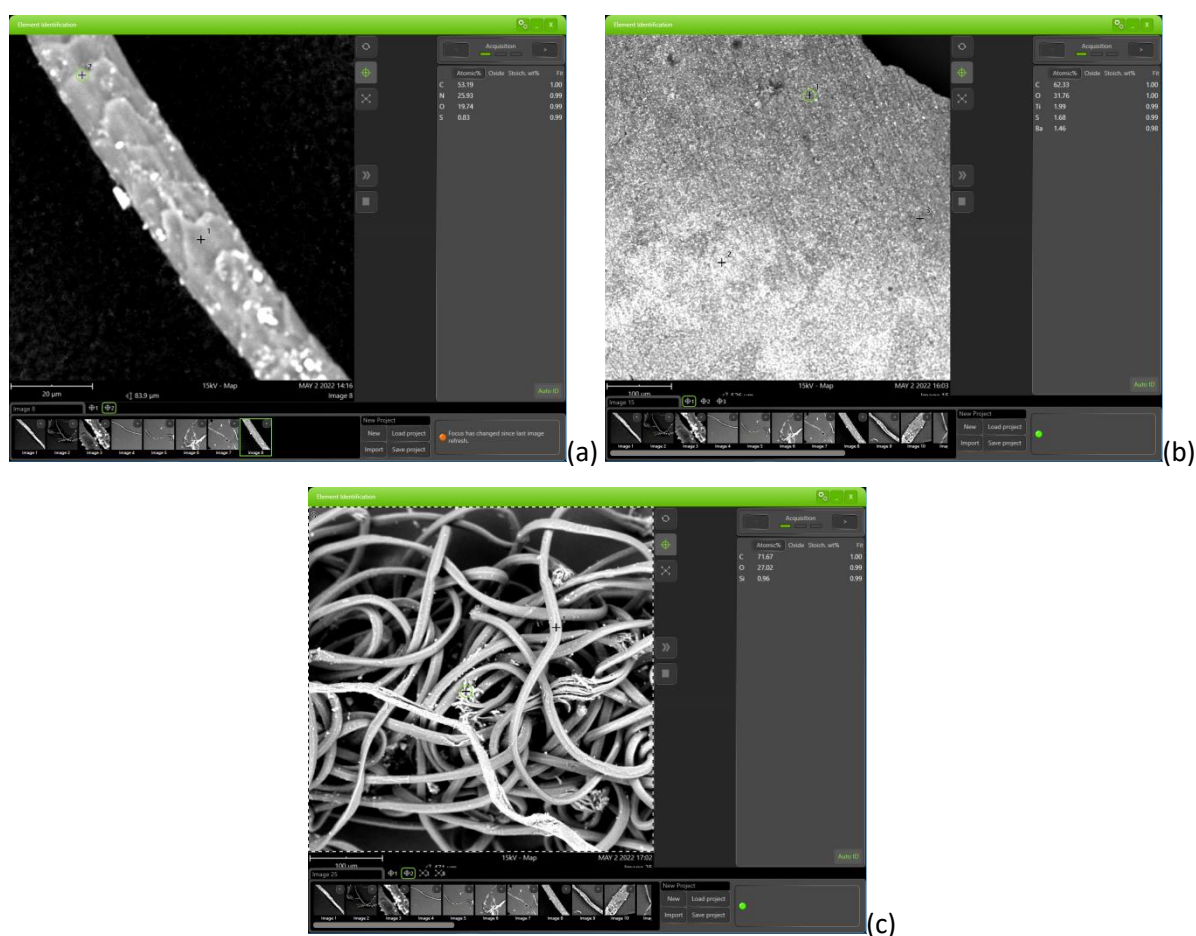


Figura 93: (a) Fibra bianca (Nylon); (b) Film bianco (vernice); (c) Groviglio di fibre bianche.

Nel grafico di Fig. 94 è riportata l'abbondanza assoluta degli elementi rinvenuti ed identificati come plastiche, operata attraverso l'analisi visiva al microscopio ottico.

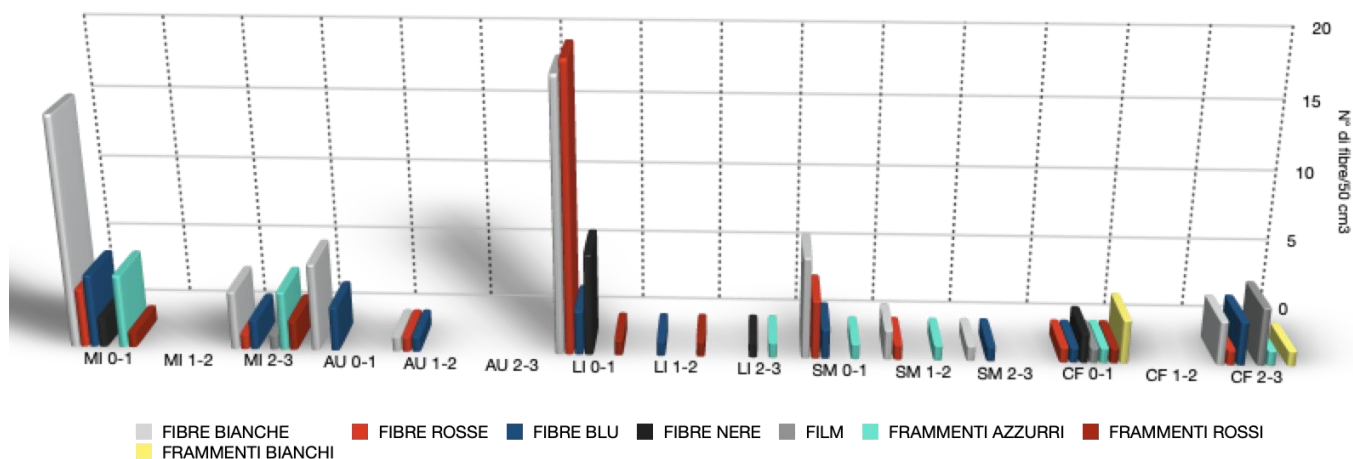


Figura 94: abbondanza assoluta degli elementi rinvenuti nei primi 3 cm di sedimento marino (MI: Milazzo; AU: Augusta LI: Licata; SM: Sciacca; CF: Campofelice di Roccella), suddivisi per categoria.

Ad eccezione delle stazioni di Milazzo e Campofelice di Roccella, non sono stati riscontrati valori di plastiche statisticamente significativi nei centimetri più profondi (cm 1-2, cm2-3; Fig. 94). Per questo motivo si è deciso di comparare la presenza di plastiche nel sedimento marino con i foraminiferi bentonici viventi, entrambi provenienti esclusivamente dal primo cm di sedimento (0-1).

L'analisi degli elementi condotta al SEM su ogni tipologia di frammento/filamento ritrovato, ha evidenziato la corretta classificazione visiva dei filamenti bianchi come materiale plastico e dei film come vernice; le stazioni di Licata, Milazzo e Sciacca sono quelle che presentano il maggior numero di filamenti plastici bianchi, mentre i film sono stati ritrovati quasi esclusivamente nella stazione di Campofelice di Roccella.

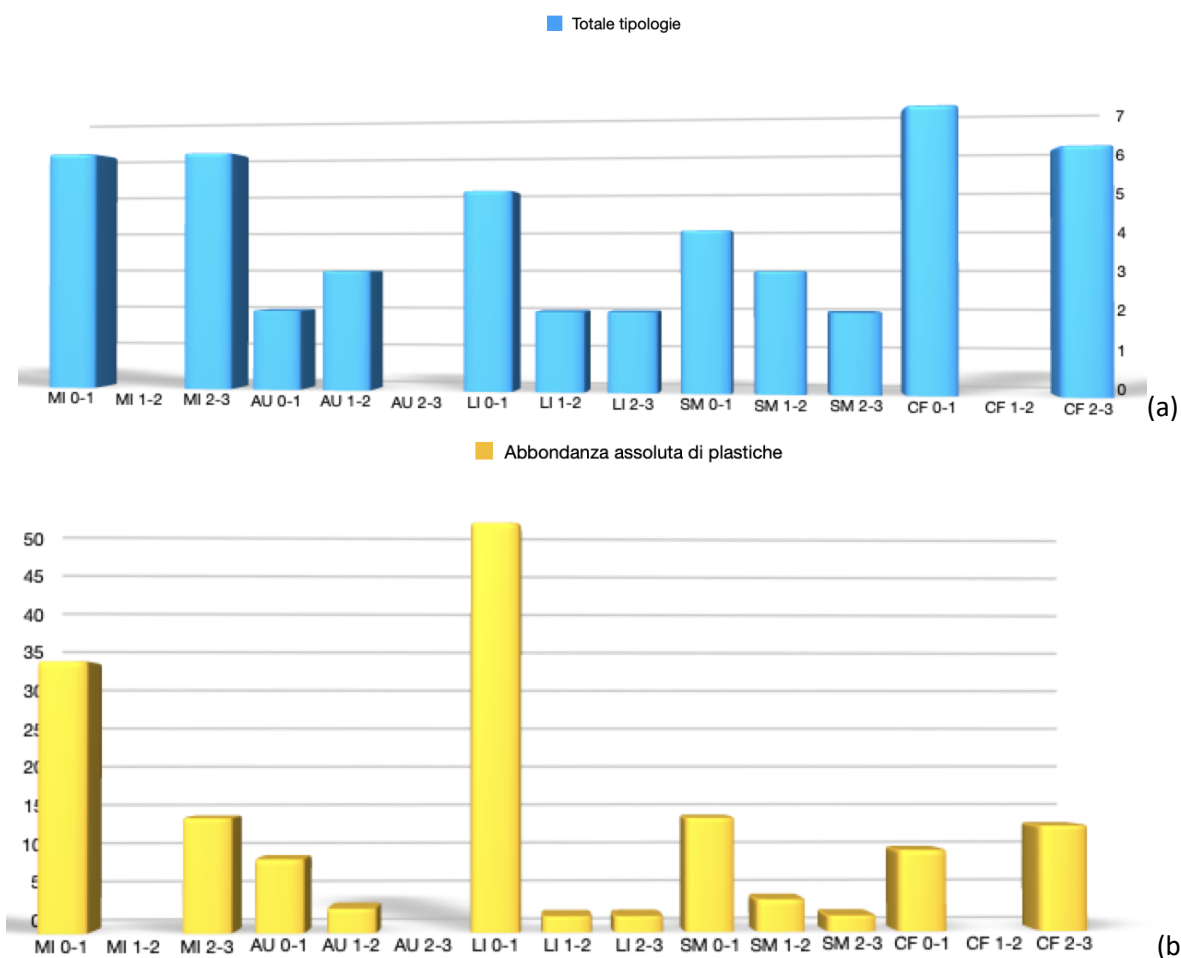


Figura 95: Numero di tipologie di plastiche rinvenute nel sedimento (a); Numero totale di plastiche rinvenute per stazione (b).

L'analisi delle associazioni dei foraminiferi bentonici è stata realizzata con la finalità di capire se ci sia una correlazione tra le plastiche rinvenute nel sedimento superficiale marino e la biodiversità della comunità a foraminiferi bentonici nello stesso volume di sedimento.

La biodiversità dei foraminiferi bentonici è stata valutata secondo i seguenti indici.

L'indice di ricchezza specifica di Margalef (Fig. 96a) ha evidenziato un elevato numero di specie rispetto al totale nei siti di Augusta e Campofelice di Roccella; Milazzo presenta un valore di ricchezza specifica medio, mentre a Sciacca (SM) e Licata i valori scendono drasticamente.

Il TFN (Fig. 96b) rappresenta l'abbondanza assoluta dei foraminiferi in relazione al volume costante di sedimento marino prelevato. Anche in questo caso il sito di Augusta presenta l'abbondanza maggiore, seguito da Milazzo, Campofelice di Roccella e Sciacca; il valore più basso di trova a Licata, dove probabilmente l'azione del fiume agisce sia sugli individui che sulla granulometria del sedimento, rendendo difficile la vita dei foraminiferi in questo ambiente.

L'indice di Shannon (Fig. 96c), che evidenzia come tutte le stazioni ad eccezione di Licata esprimono una sostanziale elevata possibilità che la ripartizione degli individui tra le specie sia equa, ma questo indice è fortemente limitato dalle dimensioni della comunità in studio, ed abbinandolo all'indice di Pielou si può osservare come la distribuzione degli individui sia fortemente equa in tutti i siti, con i valori più bassi (ma sempre sopra la media) registrati nel sito di Augusta (Fig. 96d).

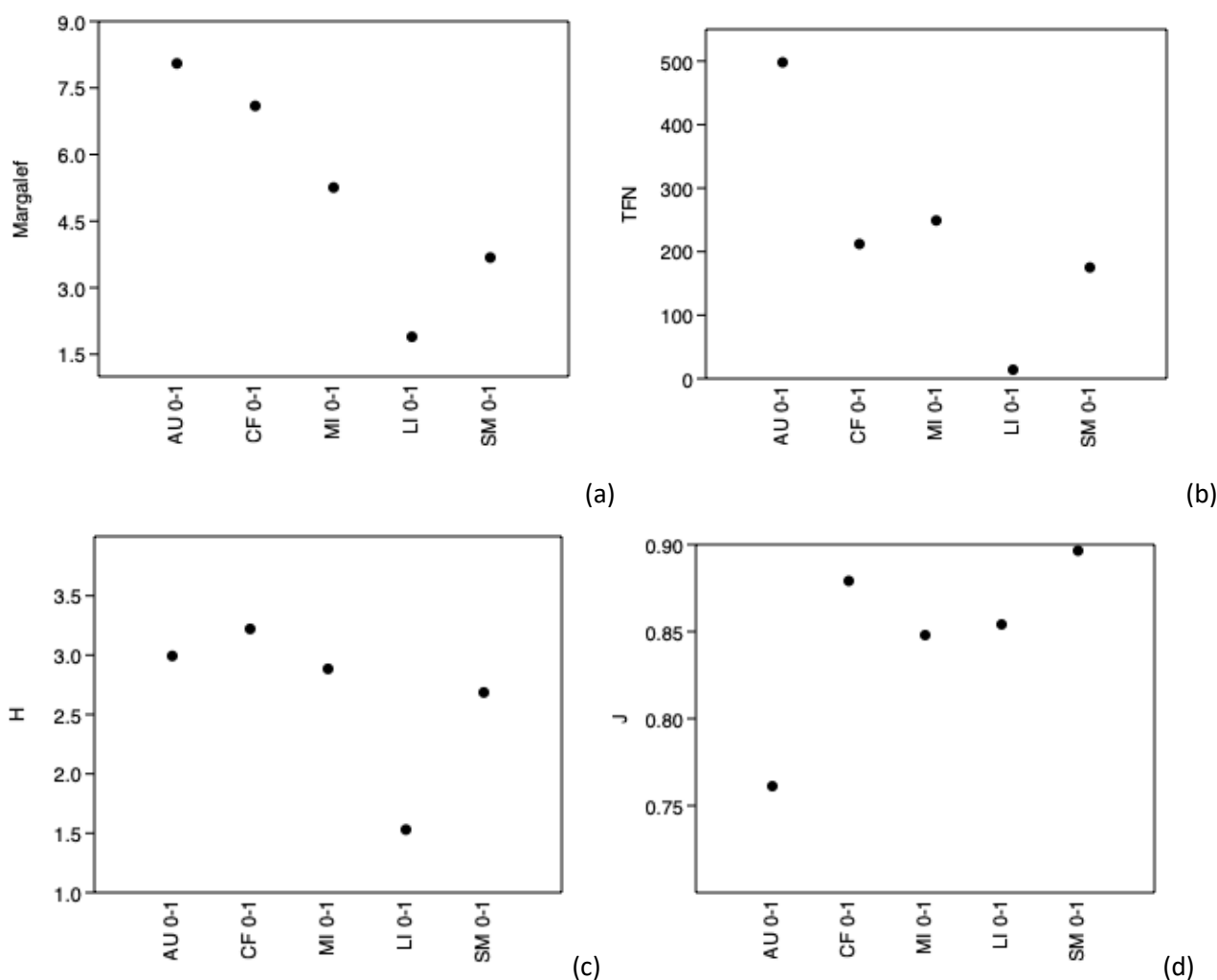


Figura 96: Indici di diversità dei foraminiferi bentonici, nei siti di campionamento: Indice di Margalef (a); TFN (b); Indice di Shannon (c); indice di Pielou (d).

Correlazione tra le microplastiche nel sedimento e i foraminiferi bentonici

La presenza di diverse fibre di Nylon nei siti di Licata, Milazzo e Sciacca trova un elevato riscontro nei minori valori di biodiversità presenti proprio in questi siti. Al contrario, i siti di Augusta e Campofelice di Roccella,

con un basso numero di fibre di Nylon, presentano i più alti valori di diversità. Per valutare con maggiore precisione l'effetto delle microplastiche sulle comunità alla base dell'ecosistema marino bentonico, quali sono i foraminiferi, occorrerà predisporre esperimenti laboratoriali di esposizione a lungo termine.

Analisi dati microplastiche in specie ittiche e di interesse commerciale

Per ciascuna specie target, la valutazione morfometrica sulla Lunghezza Totale (LT), Lunghezza Standard (LS) ed il peso, ha consentito di selezionare 10 individui appartenenti allo stesso range di classe di taglia, da sottoporre all'analisi delle microplastiche ($\geq 100\mu\text{m}$) presenti all'interno del tratto gastrointestinale.

I risultati di seguito riportati, fanno riferimento alle microplastiche rinvenute in un subcampione di $0,3 \pm 0,05$ g del pool del tratto gastrointestinale proveniente dai 10 individui selezionati per ogni specie target e in due differenti stagioni di campionamento. Relativamente al *Parapenaeus longirostris* il subcampione analizzato è rappresentato dal contenuto prelevato dal cefalotorace e comunque nell'ordine di $0,3 \pm 0,05$ g (pool di 10 individui).

Isole Egadi

Durante le due stagioni di campionamento, presso le isole Egadi sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio, di cui si riportano in tabella 11 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Engraulis encrasicolus</i>	13,9	12,3	17,4	0,8
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,9	10,7	8,1	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	21,3	19,4	71,4	2,9
	<i>Todarodes sagittatus</i>	24,9	13,1	77,8	1,0
	<i>Mullus barbatus</i>	18,4	15,5	72,1	3,1
Inverno 2022	<i>Sardina pilchardus</i>	12,7	11,2	12,5	0,6
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,9	10,7	8,0	-
	<i>Mullus barbatus</i>	18,0	15,2	62,9	3,2
	<i>Todarodes sagittatus</i>	24,9	13,1	77,8	1,0
	<i>Mullus barbatus</i>	20,6	18,8	59,4	2,9

Tab 11: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

La presenza delle microplastiche non sembra sia predominante nelle specie pelagiche o in quelle demersali, si denota infatti una grande variabilità. Come riportato nella Fig. 97, in autunno il 38% delle plastiche sono rinvenute nell'acciuga mentre durante la stagione invernale è nel gambero che si riscontra la maggiore percentuale (33%).

Durante il periodo autunnale si isolano ed identificano complessivamente un totale di 8 frammenti con una maggiore percentuale (25%) di Ethylene-Propylene Diene Monomer o “EPDM” (gomme sintetiche) mentre in inverno si identificano un totale di 6 frammenti con un 33% caratterizzato da polipropilene o “PP”(Fig. 97).

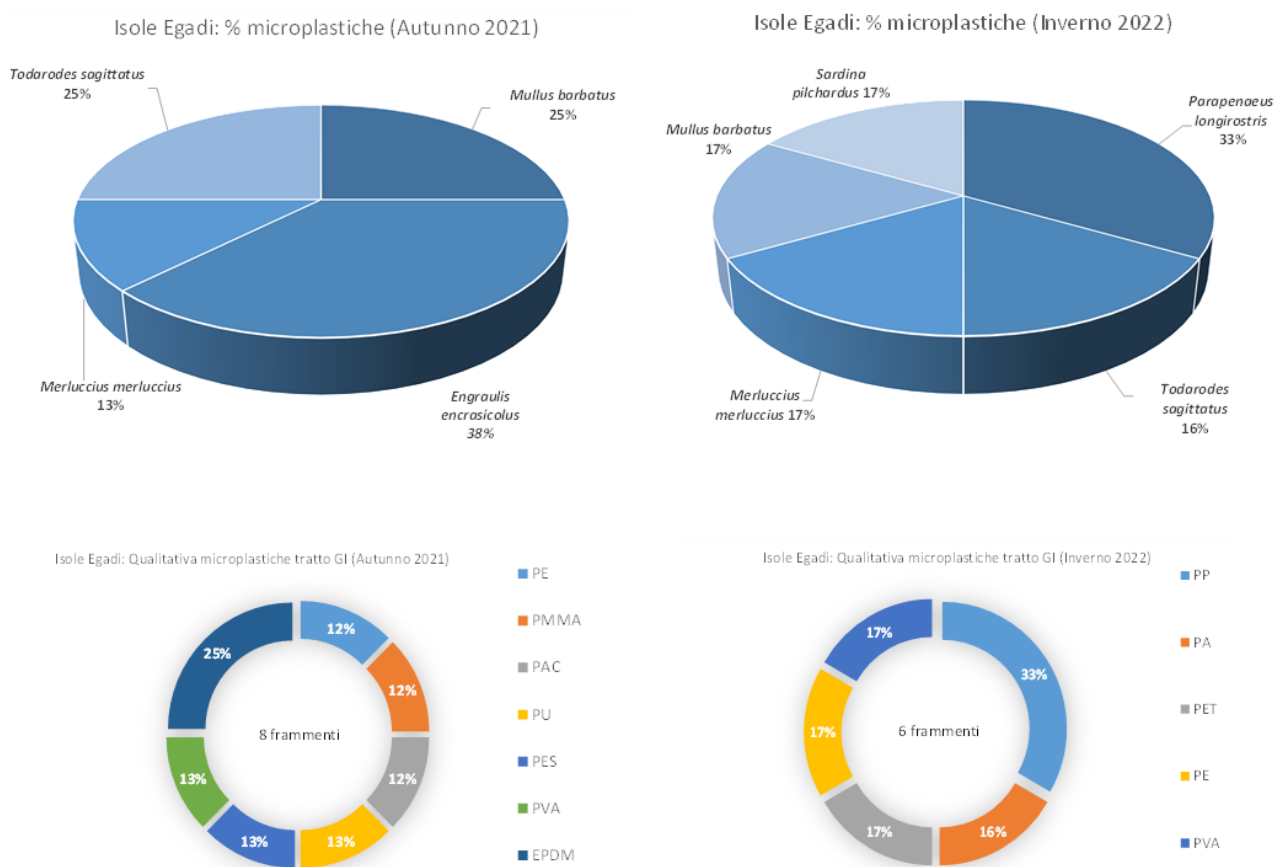


Fig. 97: %Microplastiche sito Isole Egadi

Campofelice di Roccella

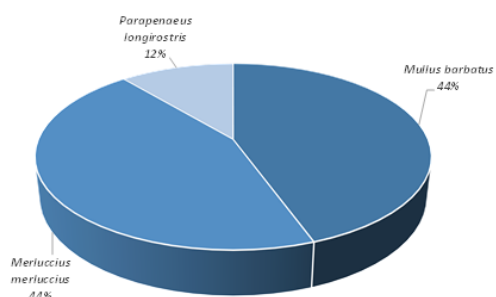
Durante le due stagioni di campionamento, presso Campofelice di Roccella sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio, tranne che l'acciuga durante il periodo autunnale. Di seguito si riportano in tabella 12 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,7	10,7	8,2	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	17,2	15,4	31,9	1,2
	<i>Todarodes sagittatus</i>	22,2	12,0	51,9	1,8
	<i>Mullus barbatus</i>	18,4	15,3	60,1	2,9
Inverno 2022	<i>Sardina pilchardus</i>	14,4	12,5	22,1	0,8
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,7	10,6	9,3	-
	<i>Mullus barbatus</i>	17,9	15,4	65,0	2,7
	<i>Todarodes sagittatus</i>	18,3	9,8	35,7	1,7
	<i>Merluccius merluccius</i>	17,3	15,8	29,6	1,4

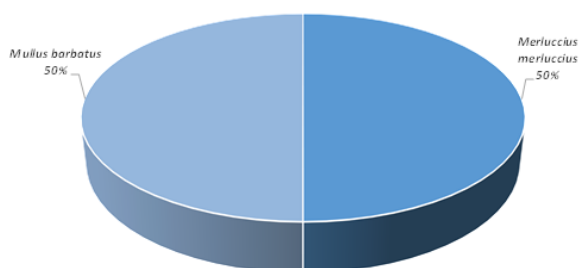
Tab. 12: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

La maggiore percentuale di microplastiche presso il sito di Campofelice di Roccella, si riscontra sia durante il periodo autunnale (44%) (Fig. 98) che invernale (50%) nel merluzzo e nella triglia. Durante il periodo autunnale si isolano ed identificano complessivamente un totale di 9 frammenti con una maggiore percentuale (45%) di polietilene tereftalato o "PET" mentre in inverno si identificano solo 2 frammenti di Polyvinyl Alcohol o "PVA".

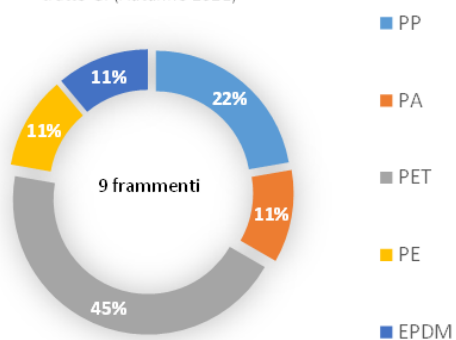
Campofelice di Roccella: % microplastiche (Autunno 2021)



Campofelice di Roccella: % microplastiche (Inverno 2022)



Campofelice di Roccella: Qualitativa microplastiche tratto GI (Autunno 2021)



Campofelice di Roccella: Qualitativa microplastiche tratto GI (Inverno 2022)

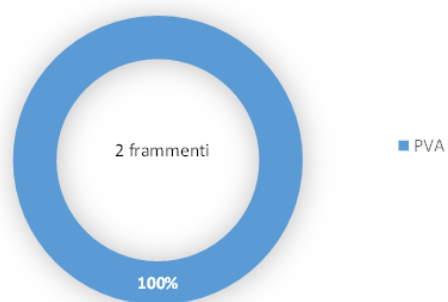


Fig. 98: %Microplastiche sito Campofelice di Roccella

Milazzo

Durante le due stagioni di campionamento, presso Milazzo sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio, tranne che l'acciuga durante il periodo autunnale. Di seguito si riportano in tabella 13 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Parapenaeus longirostris</i>	11,3	9,4	5,8	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	18,1	16,2	37,6	1,1
	<i>Todarodes sagittatus</i>	21,1	11,6	46,6	0,7
	<i>Mullus barbatus</i>	18,4	15,4	67,4	3,4
Inverno 2022	<i>Sardina pilchardus</i>	14,3	12,6	207,9	0,8
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,7	10,6	9,3	-
	<i>Mullus barbatus</i>	18,1	15,0	64,2	3,0
	<i>Todarodes sagittatus</i>	18,3	9,8	35,7	1,7
	<i>Merluccius merluccius</i>	17,3	15,8	29,0	1,4

Tab 13: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

La maggiore percentuale di microplastiche presso il sito di Milazzo, si riscontra durante il periodo autunnale (Fig. 99) nella triglia (50%) e nel merluzzo (25%) mentre durante il periodo invernale il 50% delle microplastiche si isolano nella sardina e il 50% nel merluzzo. Durante il periodo autunnale si isolano ed identificano complessivamente un totale di 12 frammenti con una maggiore percentuale (67%) di polietilene tereftalato o "PET" mentre in inverno si identificano solo 2 frammenti di polipropilene o "PP".

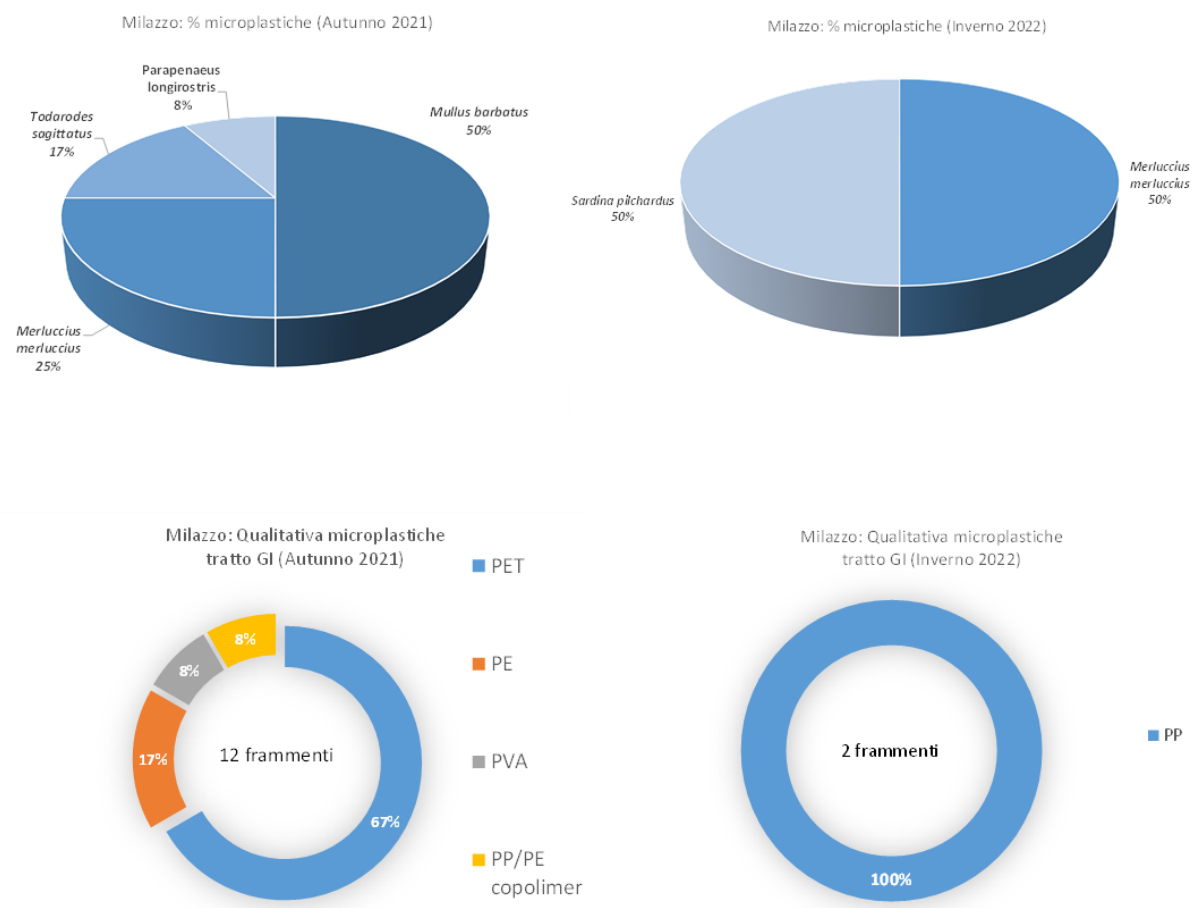


Fig. 99: %Microplastiche sito Milazzo

Sciacca

Durante le due stagioni di campionamento, presso Sciacca sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio, di cui si riportano in tabella 14 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Sardina pilchardus</i>	14,3	12,5	21,5	0,7
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,9	10,9	9,3	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	16,6	15,1	28,6	2,2
	<i>Todarodes sagittatus</i>	18,3	9,8	35,7	1,7
	<i>Mullus barbatus</i>	17,9	15,4	63,1	2,7
Inverno 2022	<i>Sardina pilchardus</i>	13,9	12,3	17,4	0,8
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,9	10,7	8,1	-
	<i>Mullus barbatus</i>	18,9	15,9	78,0	3,5
	<i>Todarodes sagittatus</i>	24,9	13,1	77,8	1,0
	<i>Merluccius merluccius</i>	21,3	19,4	71,4	2,9

Tab 14: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

Solo ed esclusivamente nella triglia e nel periodo autunnale vengono isolati e caratterizzati 4 frammenti ascrivibili a microplastiche (Fig. 100). L'analisi qualitativa rivela nella stessa percentuale la presenza di polipropilene o "PP", di polietilene o "PE", di Polyvinyl Alcohol o "PVA ed il copolimero PP/PE.

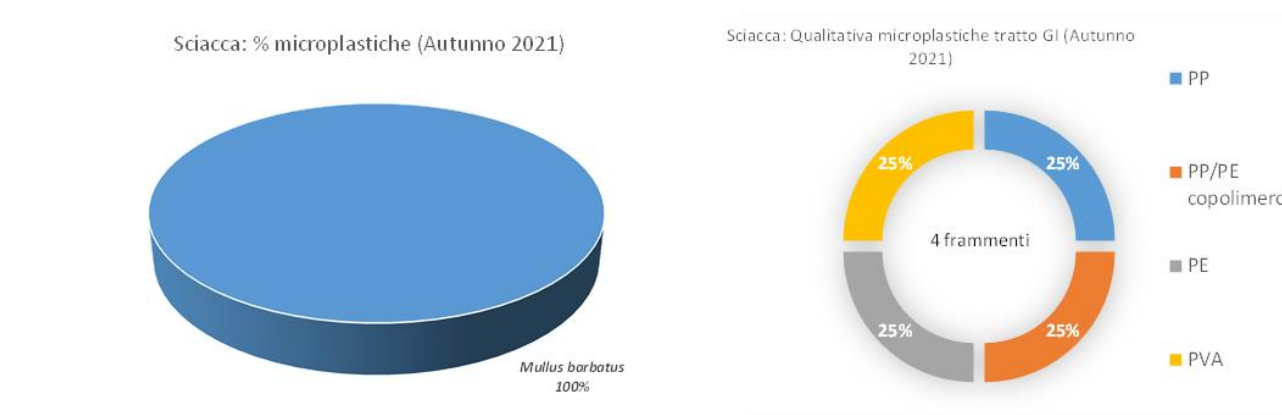


Fig. 100: %Microplastiche sito Sciacca

Augusta

Durante le due stagioni di campionamento, presso Augusta sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio, tranne che la sardina durante il periodo invernale. Di seguito si riportano in tabella 15 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Sardina pilchardus</i>	11,6	9,4	15,3	0,7
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,9	11,0	9,4	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	17,3	15,8	27,9	1,4
	<i>Todarodes sagittatus</i>	18,3	9,8	35,7	1,7
	<i>Mullus barbatus</i>	16,8	14,6	45,2	2,6
Inverno 2022	<i>Parapenaeus longirostris</i>	10,5	8,7	7,1	-
	<i>Mullus barbatus</i>	18,1	15,3	52,8	3,7
	<i>Todarodes sagittatus</i>	17,7	9,8	23,0	1,0
	<i>Merluccius merluccius</i>	15,5	13,9	18,5	1,5

Tab 15: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

Nel sito di Augusta, durante il periodo autunnale il singolo frammento di microplastiche identificato ed ascrivibile al polipropilene (Fig. 101), si ritrova nel merluzzo mentre nel periodo invernale il 50% delle microplastiche si ritrova nel gambero e la rimanente percentuale tra il merluzzo ed il totano. In quest'ultimo caso, dove si isolano 4 frammenti, l'analisi qualitativa rivela la presenza al 65% di poliammide o "PA".

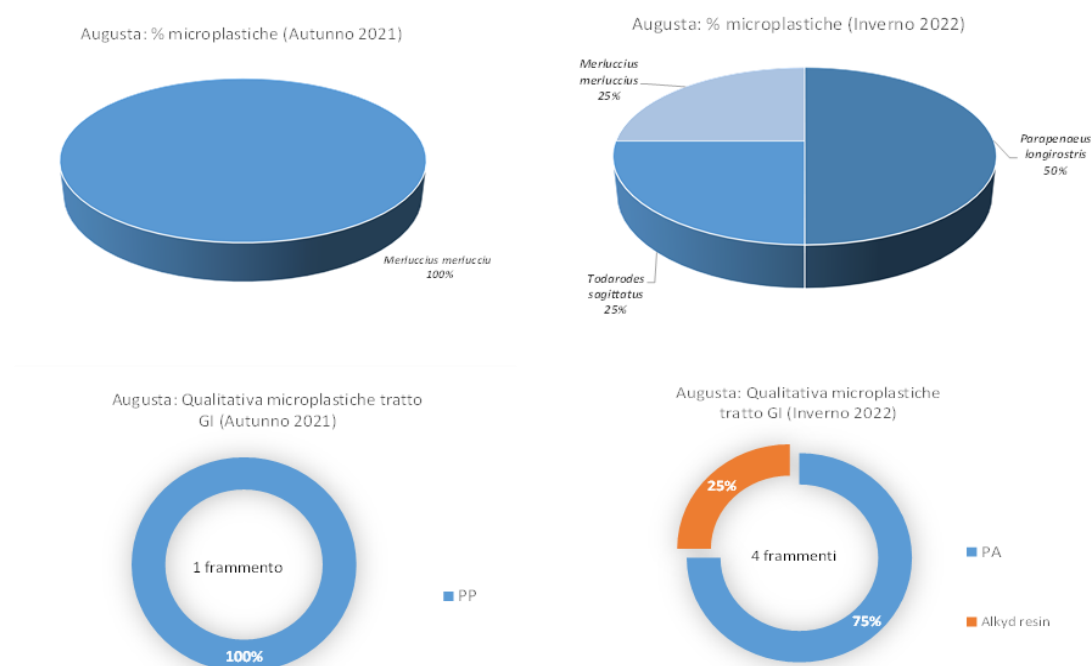


Fig. 101: %Microplastiche sito di Augusta

Licata

Durante le due stagioni di campionamento, presso Licata sono state recuperate tutte le specie pelagiche e demersali oggetto di interesse dello studio. Di seguito si riportano in tabella 16 i valori medi dei parametri morfometrici ed il peso medio per specie del tratto gastrointestinale prelevato per l'analisi delle plastiche.

Stagione	Specie	LT (cm) media	LS (cm) media	Peso (g) medio	Peso GI (g) medio
Autunno 2021	<i>Sardina pilchardus</i>	14,3	12,6	208,0	0,8
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,7	10,6	9,3	-
	<i>Merluccius merluccius</i>	17,3	15,8	29,6	1,4
	<i>Todarodes sagittatus</i>	17,3	7,1	35,3	1,3
	<i>Mullus barbatus</i>	17,9	15,4	65,0	2,7
Inverno 2022	<i>Sardina pilchardus</i>	12,6	10,8	18,9	0,9
	<i>Parapenaeus longirostris</i>	12,6	10,8	8,7	-
	<i>Mullus barbatus</i>	17,3	15,8	29,6	1,4
	<i>Todarodes sagittatus</i>	17,3	7,1	38,6	1,3
	<i>Merluccius merluccius</i>	16,6	15,0	24,2	1,4

Tab 16: Valori medi per specie di LT, LS, peso individuo, peso GI.

Nel sito di Licata, solo ed esclusivamente durante il periodo autunnale vengono isolati rispettivamente 20 frammenti, rilevati in maggiore percentuale nel totano (30%), nella sardina (25%) e nel gambero (20%) (Fig. 102). Di questi 20 frammenti di microplastiche il 60% è rappresentato da Polietilene o "PE".

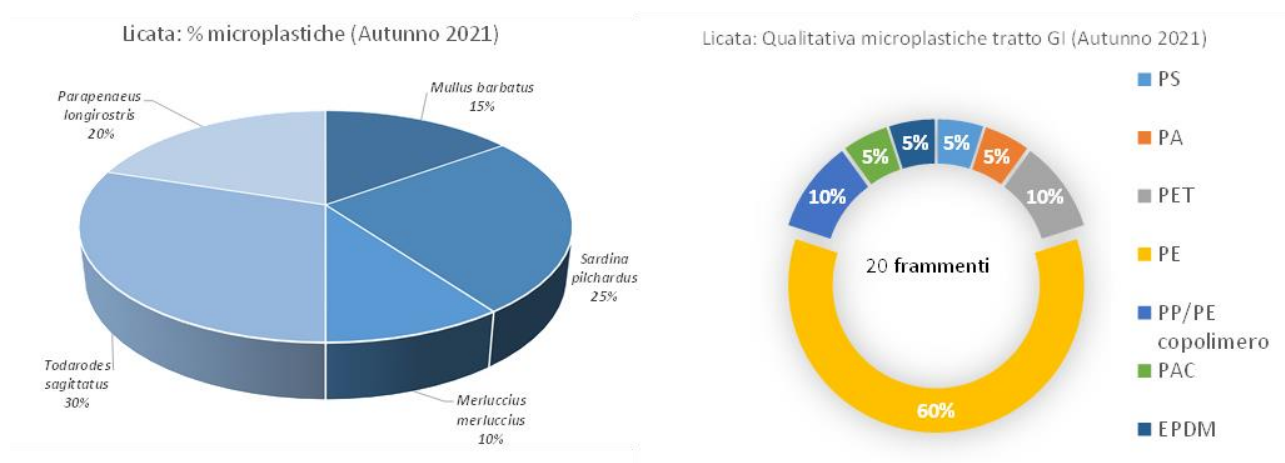


Fig. 102: %Microplastiche sito di Licata

Specie di allevamento

Relativamente all'analisi delle microplastiche nelle specie di allevamento, solo nella stagione invernale sono stati isolati nei mitili, dei frammenti ascrivibili a microplastiche (Fig. 103). In particolare, l'analisi qualitativa ha rispettivamente identificato tra questi frammenti il polipropilene (67%) e la poliammide (33%) (Fig. 103).

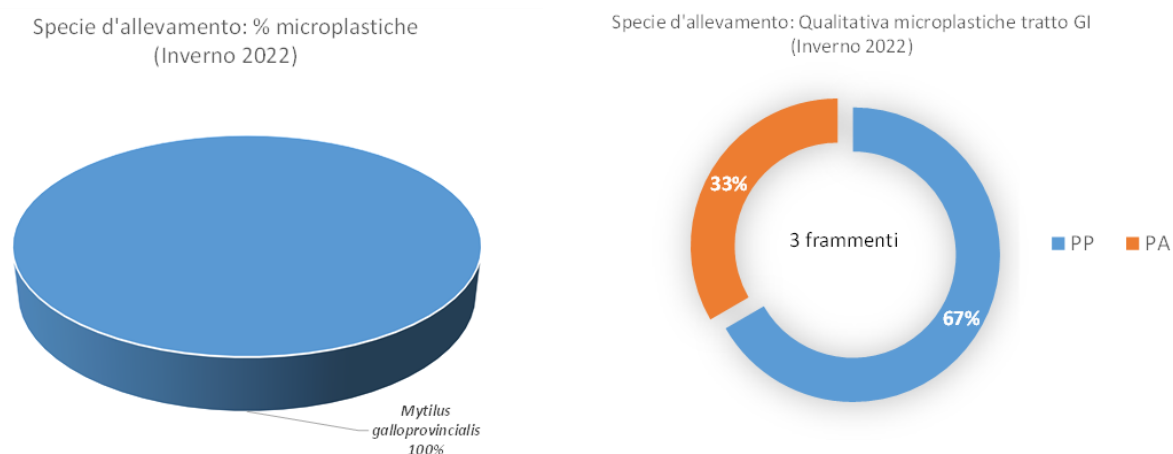


Fig. 103: %Microplastiche nelle specie di allevamento

Gli individui appartenenti alla specie *Sardina pilchardus* provenienti dalle campagna IAS-CNR Ancheva 2021 sono stati analizzati come viene riassunto nella tabella seguente:

Area	Data	Cala n.	Specie	n.	Pool			
San Marco	24 luglio	5	<i>Sardina pilchardus</i>	20	3-5	6-8	9-14	15-20
		6	<i>Sardina pilchardus</i>	8	Analizzati singolarmente			
Licata	25 luglio	10	<i>Sardina pilchardus</i>	20	1-5	6-10	11-15	16-20

Tabella 17

Una volta digeriti i campioni, si è proceduto con le fasi di filtrazione e purificazione dei suddetti pool secondo la procedura descritta di seguito:

- Ogni *pool* è stato pre-filtrato su setaccio da 100 micron.
- Il materiale adeso al setaccio da 100 micron è stato recuperato con acqua ultrapura capovolgendo il setaccio e filtrando con pompa da vuoto su membrana di nitrocellulosa, per la successiva ricerca di microplastiche, di dimensioni maggiori di 100 micron, allo stereomicroscopio.
- Dopo un breve periodo di asciugatura della membrana di nitrocellulosa, si è proceduto al recupero delle microplastiche (in prevalenza filamenti) di dimensioni superiori a 100 micron allo stereomicroscopio per la loro identificazione al FT-IR.
- I filamenti prelevati, uno per uno, sono stati riposti in un becker contenente acqua ultrapura e successivamente filtrati su membrane di silicio per l'analisi al FT-IR

Analisi dei campioni all' FT-IR

Dall'analisi qualitativa allo FTIR dei campioni digeriti e filtrati si è rilevata la presenza di polipropilene o “PP”, di polietilene o “PE” nel bianco e nel pool 9-14 della cala 5.

Anche dall'analisi all'FT-IR dei pool della cala 10 è emersa la presenza di alcune microplastiche, quali PE (polietilene) e PET (polietilene tereftalato) nel bianco nei pool 1-5 e 16-20.

Infine negli 8 campioni della cala 6 sono state rilevate microplastiche solo nei campioni 4 e 7, rispettivamente un frammento di PE (polietilene) e di PP (polipropilene).

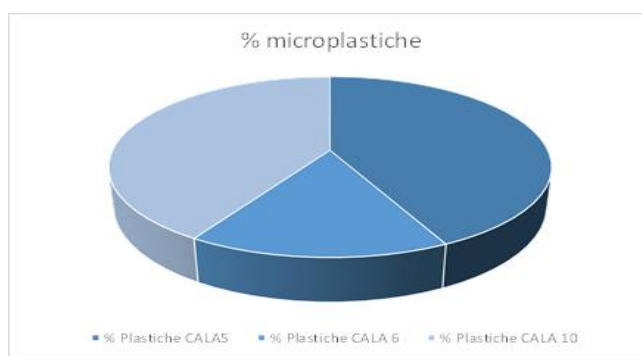


Fig. 104. Ripartizione percentuale di microplastiche in funzione della cala effettuata.

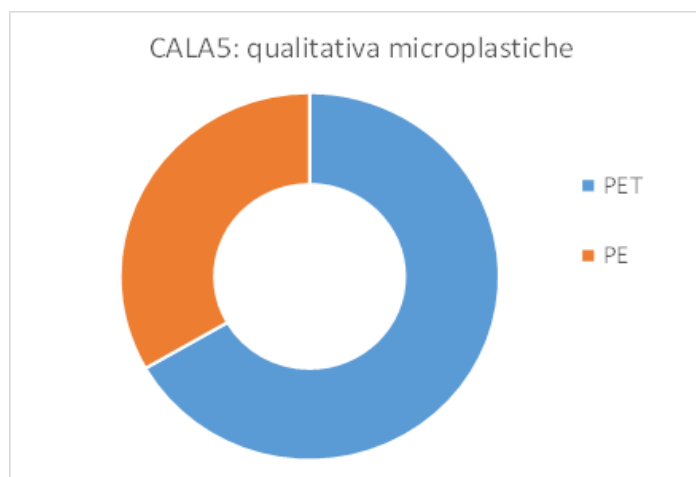


Fig. 105. Ripartizione qualitativa di microplastiche rinvenute nella cala 5.

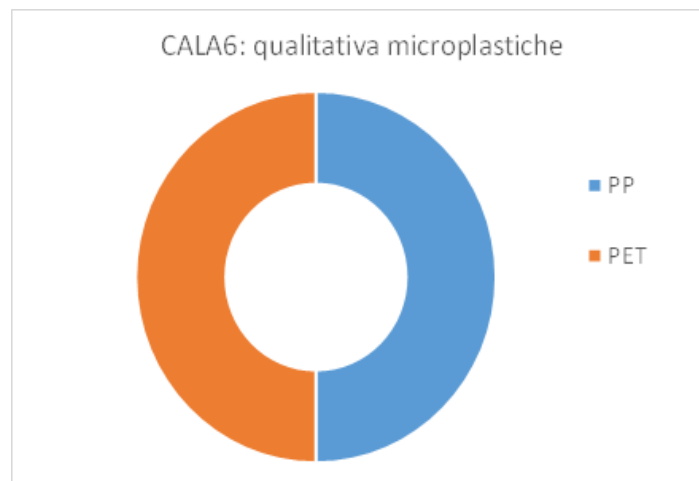


Fig. 106. Ripartizione qualitativa di microplastiche rinvenute nella cala 6.

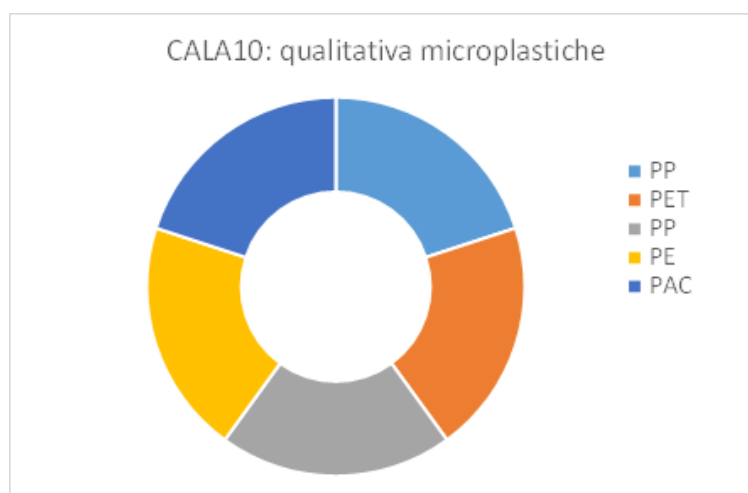


Fig. 107. Ripartizione qualitativa di microplastiche rinvenute nella cala 10

Indagini sulla distribuzione delle microplastiche in funzione delle correnti marine superficiali rilevate dalla rete radar HF dei progetti “Calypso”

Il progetto *CALYPSO*, seguito poi dai progetti *Calypso Follow on* e *Calypso South*, è stato un progetto di 2 anni parzialmente finanziato dall'UE nell'ambito del Programma Operativo Italia-Malta 2007-2013 e coordinato dall'Unità di Oceanografia Fisica (ora Gruppo di Ricerca di Oceanografia Fisica) dell'Università di Malta.

Tra i partner maltesi erano inoltre presenti: Transport Malta, Civil Protection Department e Armed Forces of Malta, mentre tra gli originari partner siciliani erano presenti ARPA Sicilia, IAMC-CNR Capo Granitola, Università degli Studi di Palermo (UNIPA) e Università di Catania (CUTGANA).

Il consorzio era composto da enti di ricerca e anche da enti pubblici con responsabilità in materia di protezione civile e ambientale, sorveglianza, sicurezza e risposta ai pericoli.

Il principale risultato del progetto è stata la creazione di un sistema di osservazione radar HF permanente e pienamente operativo, in grado di registrare (in tempo reale con aggiornamenti orari) le correnti marine superficiali nel Canale di Malta-Sicilia.

Il sistema consiste in installazioni radar HF sulle coste settentrionali di Malta e della Sicilia meridionale in siti selezionati e combina stazioni per elaborare e pubblicare i dati agli utenti, disponibili – tra l'altro - attraverso il sito dedicato <https://www.calypsosouth.eu>.

La rete radar è stata nel tempo integrata con ulteriori installazioni rispetto a quelle iniziali, fino al raggiungimento di una rete di complessive 7 stazioni radar che consentono la registrazione, in tempo reale, di mappe di correnti marine superficiali (direzione ed intensità) utili ai diversi scopi istituzionali dei partner di progetto così come di tutta la comunità scientifica e tecnologica.

Tra i principali utilizzi dei dati della rete radar vi sono quelli inerenti l'individuazione e la possibilità di seguire l'evolversi di potenziali eventi di inquinamento marino superficiale (*oil spill*), così come altri inerenti la sicurezza della navigazione.

Nel contesto dei dati raccolti nel corso degli anni dalla rete radar, è stato possibile evidenziare – all'interno dell'area indagata - la presenza di vortici di correnti superficiali circolatorie (Fig. 108).

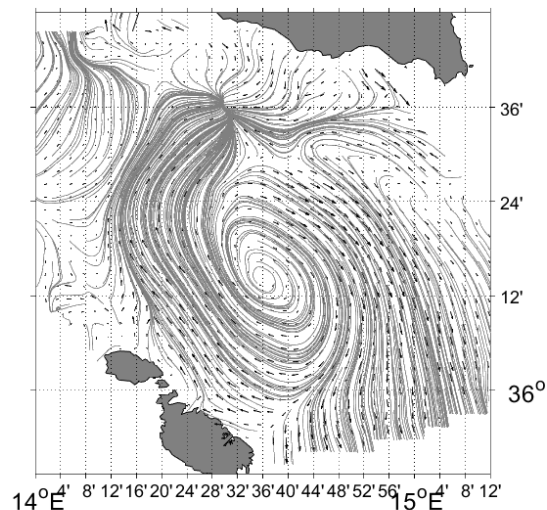


Fig. 108. Mappa del vortice superficiale presente nel canale di Malta ricostruita tramite i dati orari della rete radar HF Calypso.

Si è quindi pensato di integrare lo studio del presente progetto con i dati delle correnti marine superficiali provenienti dalla rete radar HF, al fine di indagare se i vortici di corrente potessero causare la concentrazione di microplastiche superficiali presenti nell'area indagata, e a tale scopo nelle estati del 2018 e nel luglio-agosto del 2019, a mezzo della M/N Dallaporta e in cooperazione con l'istituto CNR IAS e l'Università degli studi di Palermo, sono state effettuate delle campagne di campionamento di microplastiche l'analisi dei dati della quale è di seguito riportata.

Breve report confronto campionamento microplastiche ARPA-CNR-UNIPA 2018-2019 con dati CALYPSO

A cura del dott. Fulvio Capodici e del Prof. Giuseppe Ciraolo dell'Università degli studi di Palermo

Il campionamento è avvenuto tramite la rete tipo "manta" filata sulla superficie del mare e trainata per 20 minuti lungo un percorso lineare, con velocità compresa tra 1 e 2 nodi per filtrare l'acqua senza rigurgiti (*avoidance*). Ai fini del calcolo della lunghezza del percorso di campionamento sono state registrate le coordinate di inizio e fine trainata; tali informazioni sono state utili anche per poter confrontare tali dati con le correnti marine superficiali acquisite dal sistema CALYPSO.

Le correnti marine CALYPSO sono invece determinate mediante l'elaborazione delle *echo* del reticolo marino del segnale HF trasmesso da una rete di antenne HF installate sia in Sicilia che a Malta.

Il confronto di queste informazioni ha richiesto alcune elaborazioni:

- dei campioni in situ; ossia tramite analisi di laboratorio;
- dei dati CALYPSO; ossia nella determinazione delle correnti marine superficiali misurate in ciascun punto di campionamento al momento del campionamento stesso e nella derivazione di variabili di sintesi del regime di corrente marina in atto (come meglio descritto successivamente);

Elaborazione campioni in situ

Dall'analisi di laboratorio tramite serie composta da due setacci da 5mm e 300 μ m sono state identificate le microplastiche presenti e classificate in base alla forma (granulo, pellet, foam, filamento, frammento, foglio) ed al colore (opaco o trasparente).

La procedura di laboratorio ha consentito per ciascun punto di campionamento di identificare le variabili Obj, Sd e Vd (rispettivamente, numero oggetti, densità di superficie e densità di volume).

In particolare sono stati computati:

- il numero di oggetti (Obj);
- le microparticelle per m2 (di seguito identificate con il simbolo 'Sd' – Surface density);
- le microparticelle per m3 (di seguito identificate con il simbolo 'Vd'-Volume density);
- la tipologia di oggetti ritrovati nel campione (fogli, filamenti, frammenti...);

Elaborazione dati CALYPSO

Le elaborazioni sui dati CALYPSO hanno riguardato:

- la ricerca delle sole misure effettuate per ciascun punto al momento del campionamento in situ (matching spazio-temporale);
- l'esclusione di alcuni punti di confronto a causa di parametri di QC/QA (Quality Control/Quality Assessment);
- la determinazione di variabili di sintesi del regime della corrente quali la Total Kinetic Energy (TKE);

Il calcolo della TKE è stato effettuato in accordo con quanto riportato in Capodici et al., 2018.

Esito del confronto

A seguito del matching spazio-temporale ne è risultato che solo alcuni punti campionati in situ ricadevano in posizione ottimale, ossia centrale all'interno del dominio CALYPSO (Fig.109); alcuni transetti, viceversa, venivano effettuati in prossimità del bordo del dominio CALYPSO; altri ricadevano in area periferica del dominio CALYPSO (Fig.110). Molte delle misure effettuate in prossimità dei bordi del dominio a seguito dell'analisi QC/QA sono state escluse.

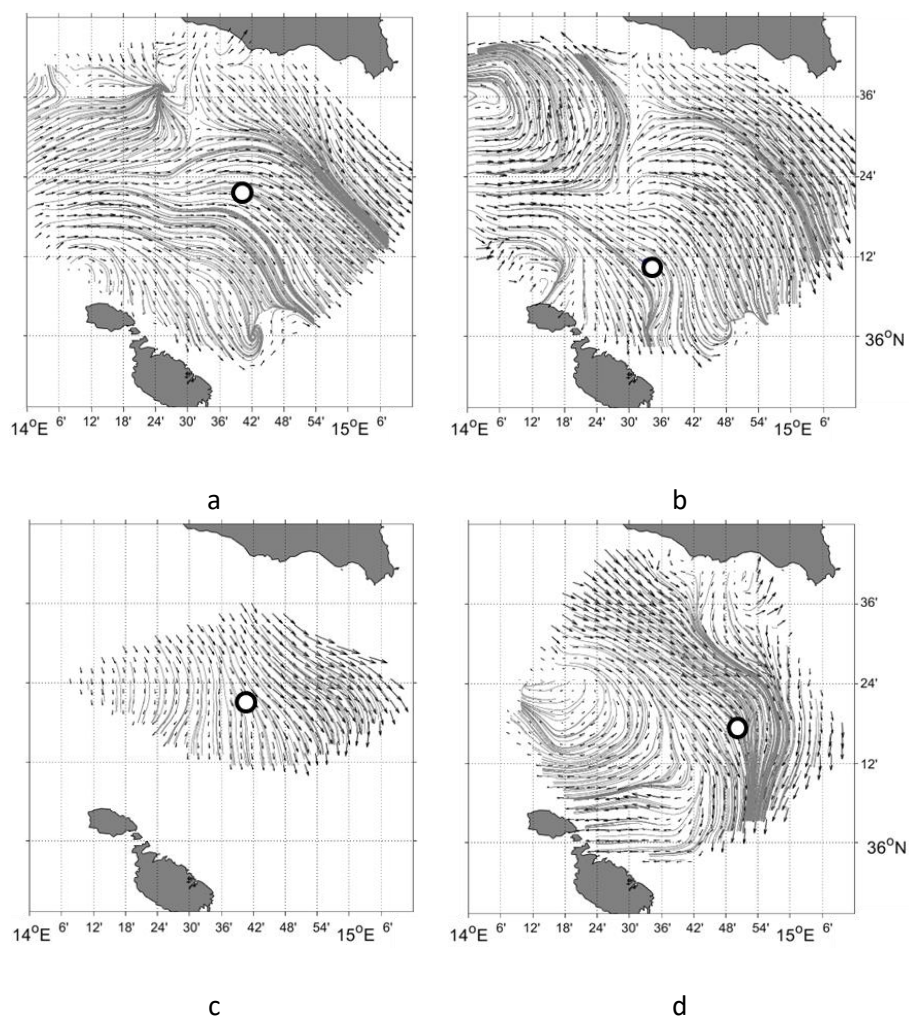


Fig. 109, campionamenti che ricadevano in posizione centrale del dominio CALYPSO (cerchio nero/bianco) sovrainposti alla corrente HF media nella finestra temporale più prossima all'intervallo di campionamento (**a**, M3-2018; **b**, M4-2018; **c**, M3-2019; **d**, M10-2019).

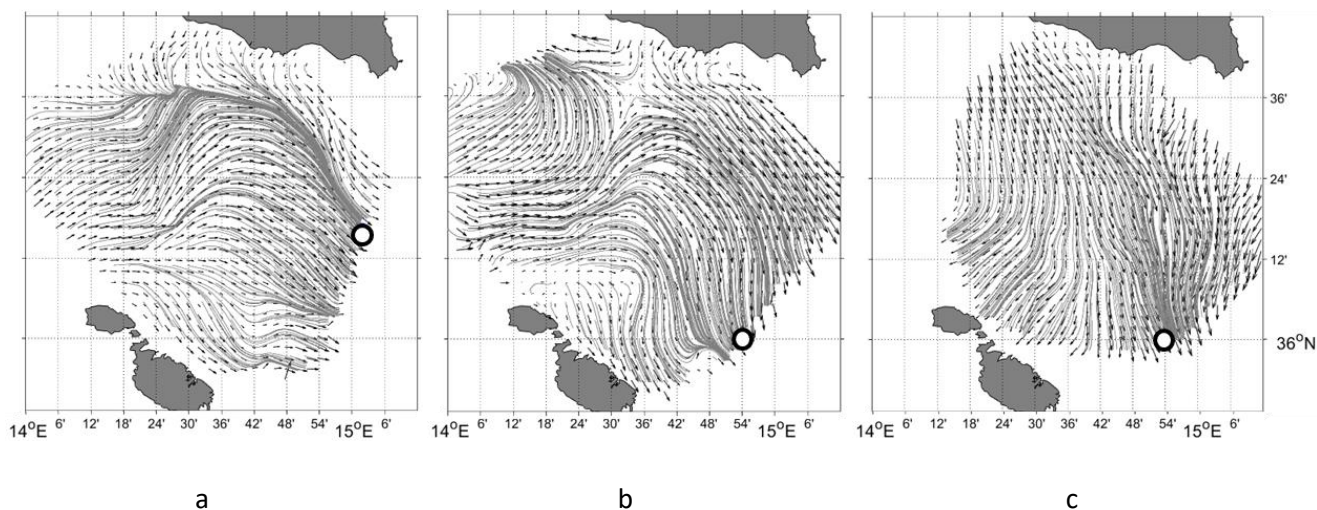


Fig. 110, campionamenti che ricadevano in area periferica del dominio CALYPSO (cerchio nero/bianco) sovrainposti alla corrente HF media nella finestra temporale più prossima all'intervallo di campionamento (**a**, M15-2018; **b**, M17-2018; **c**, M17-2019).

Di seguito si riporta a titolo di esempio alcune mappe di TKE calcolate al momento del campionamento di alcuni dei punti monitorati in situ.

Durante i campionamenti in situ il regime di corrente superficiale era caratterizzato da energie TKE da basse ($\sim 50 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-2}$) ad elevate, fino a valori di TKE $\sim 1000 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-2}$.

Ciò si verificava contestualmente ai campionamenti effettuati in posizione ottimale (Fig.110) sia per quelli effettuati in aree periferiche del dominio CALYPSO.

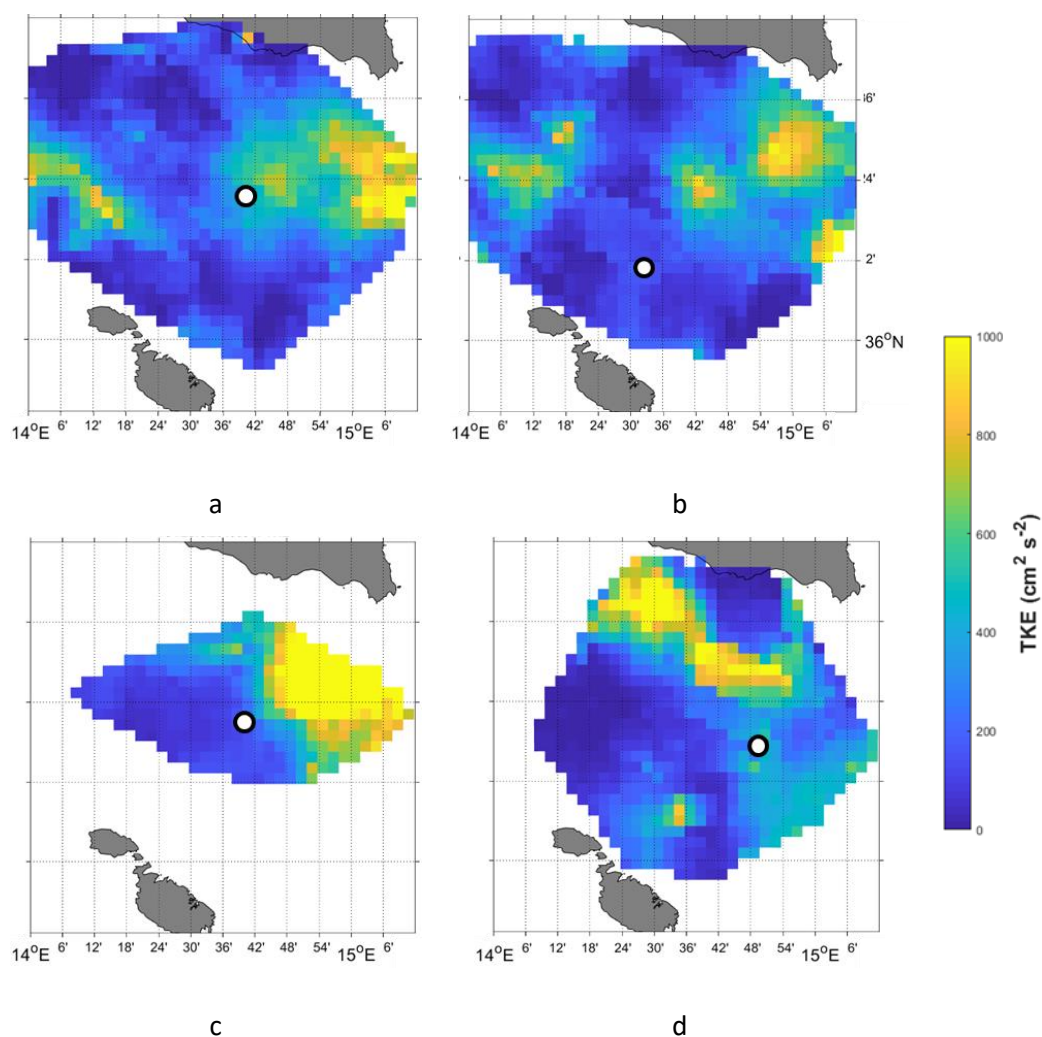


Fig. 111, campionamenti che ricadevano in posizione centrale del dominio CALYPSO (cerchio nero/bianco) sovrapposti alla TKE associata alla corrente HF media nella finestra temporale più prossima all'intervallo di campionamento (a, M3-2018; b, M4-2018; c, M3-2019; d, M10-2019).

L'analisi QC/QA è stata condotta sulla base dell'esame di variabili di qualità specifiche dei sistemi HF per il monitoraggio delle correnti marine superficiali ed ha consentito di isolare un totale di 6 punti di confronto ottimale:

- anno 2018, punti M3, M4, M10;
- anno 2019, punti A1, M3, M10;

Il confronto è stato effettuato tra le variabili Obj, Sd e Vd sia con le singole componenti delle correnti superficiali U (zonale) e V (meridionale) sia con le TKE calcolate.

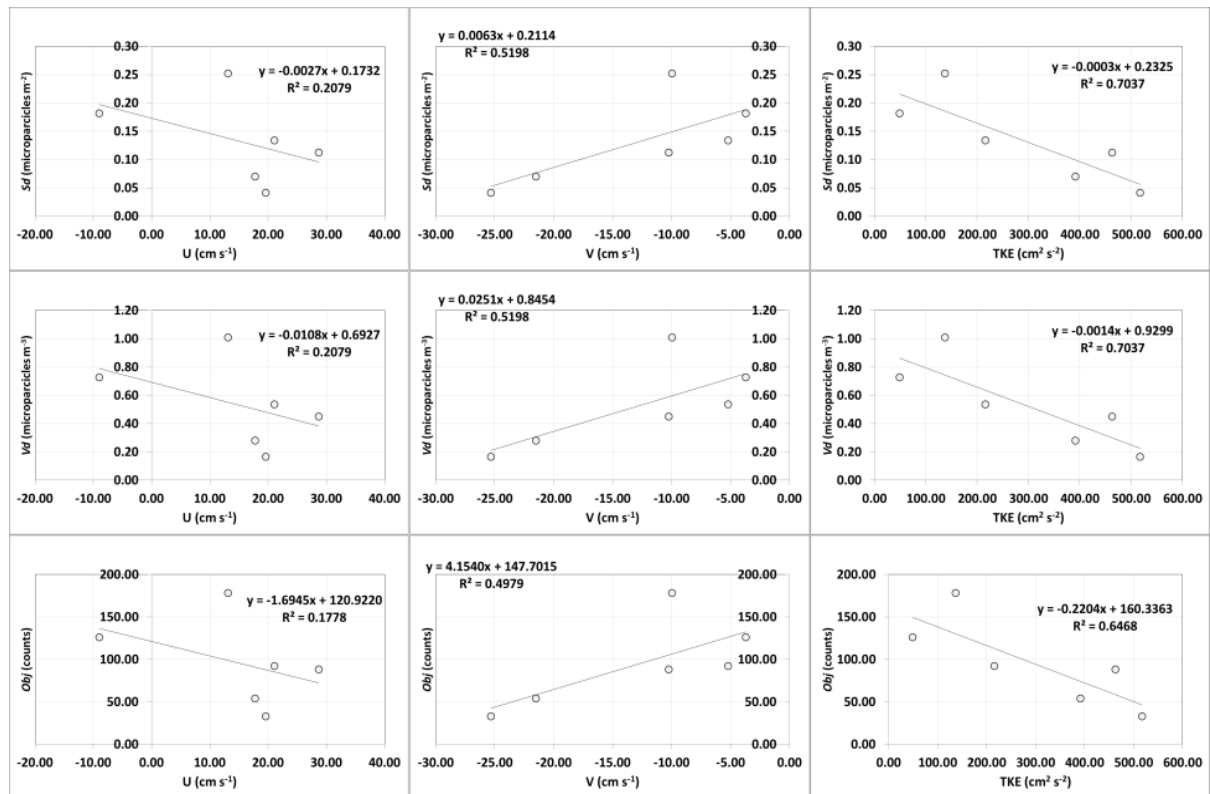


Fig. 112, Confronto sui punti di misura in posizione ottimale - Regressioni lineari tra le variabili caratterizzanti il campione e quelle caratterizzanti le correnti superficiali prossime al punto di campionamento.

Le regressioni tra la TKE e le variabili Sd, Vd e Obj si sono dimostrati forti (Fig. 112 pannelli di destra). Con valori $r^2 \sim 0.7$ per i confronti Sd vs TKE e Vd vs TKE e $r^2 \sim 0.65$ per il confronto Obj vs TKE.

Si osserva che, laddove le energie sono minori si sono ritrovate maggiori quantità di microplastiche *in situ* e viceversa. Ciò a causa delle importanti azioni di trasporto degli elementi in superficie da parte delle correnti marine superficiali.

Conclusioni e discussioni generali

Analisi delle plastiche

L'analisi totale delle plastiche nella colonna d'acqua ha evidenziato che, come numero di oggetti/m², i siti caratterizzati da maggiori densità sono stati le Isole Egadi e Campofelice di Roccella, specificamente Egadi per il periodo primaverile ed estivo nelle stazioni più distanti dalla costa a 6 NM (C); Campofelice di Roccella nella stazione più vicina alla costa a 1,5 NM (A). I siti meno interessati dalla presenza di plastica in assoluto sono stati quelli di Augusta e Licata che hanno mostrato avere poca densità, relativamente agli altri siti e comune in tutte le stagioni. Sciacca e Milazzo hanno mostrato valori di densità di plastiche intermedi rispetto agli altri siti e riguardo le stagioni Milazzo ha mostrato valori maggiori in primavera, mentre Sciacca in autunno (Tab.18).

Come si può notare dalla Tabella, rispetto alle singole stazioni si vede che alle Isole Egadi la stazione maggiormente interessata dalla densità di plastiche in tutte le stagioni che si trova a 6 NM da Trapani. Questa stazione è ubicata tra Levanzo e Favignana.

Alle Isole Egadi nella stazione C, dove si trova il picco di plastiche, da un punto di vista oceanografico e riguardo le forti correnti geostrofiche che caratterizzano quest'area, le Isole Egadi sono interessate dall'acqua Atlantica che, prima di entrare nel Canale di Sicilia si dirama e le lambisce dal ramo che prima costeggia le acque Tunisine e poi si dirige verso il Tirreno, creando in quella zona intense correnti. Nella stazione C abbiamo misurato i valori minimi di ittioplancton e fitoplancton e bassi valori di zooplancton, relativamente al sito. Dal punto dei nutrienti i valori alle Egadi relativi alla stazione C sono in linea con le altre stazioni (intermedia e costiera).

Per quanto riguarda Campofelice di Roccella, il picco di plastiche primaverile-estivo nella stazione A coincide con una ridotta presenza di stadi larvali e con una maggiore concentrazione di nutrienti, di fitoplancton e di zooplancton. Tuttavia, il dato sulle uova suggerisce comunque la presenza di attività riproduttiva da parte dei pesci in questa zona. Inoltre, la presenza di larve mesopelagiche, ovvero tipiche di ambienti più profondi, nella zona costiera evidenzia una pronunciata idrodinamicità in quest'area di studio. In questo contesto, la presenza di larve mesopelagiche in zone costiere indicherebbero dinamiche di trasporto operato da forzanti fisiche, quali correnti e vortici, dal largo verso la costa che potrebbero influire anche sull'accumulo spaziale delle plastiche su batimetrie ridotte. A supporto di questa ipotesi vi è un lavoro svolto da Cuttitta et al. (2016) riguardante la distribuzione delle fasi larvali dei pesci nel basso Tirreno nel 2009. Questo lavoro evidenzia infatti un'importante struttura anticiclonica in grado di trasportare gli stadi larvali dalle zone offshore alle zone costiere in corrispondenza di un'ampia area siciliana comprendente la zona di Campofelice di Roccella.

Non si può quindi escludere che meccanismi di questo tipo abbiano agevolato una maggiore concentrazione di materiale plastico nella zona più costiera.

Le concentrazioni minori di plastiche sono state invece riscontrate nelle aree di Augusta e Licata, dove per altro il biota mostra un buono stato ecologico e segue i naturali andamenti stagionali attesi. Da un punto di vista temporale, nella presenza delle plastiche in queste aree non sono stati riscontrati particolari caratteri di stagionalità.

Tuttavia è possibile affermare che in entrambe le aree, le zone più interessate dalle plastiche sono quelle più profonde. In particolare ad Augusta la maggiore concentrazione relativa si trova prevalentemente nelle stazioni a 1,5 NM durante tutto l'anno, mentre a Licata prevalentemente nelle stazioni a 6 NM.

San Marco e Milazzo sono le zone dove sono stati trovati valori medio bassi di plastiche sempre nelle stazioni più lontane dalla costa e profonde.

Milazzo è il sito dove è stata trovata la maggiore abbondanza di uova e larve di pesci ad habitat demersale in estate e in autunno, in concomitanza, nel solo periodo autunnale, di valori medio-elevati di densità di zooplancton.

Siti [%]	Primavera [%]	Estate [%]	Autunno [%]	Inverno [%]
Isole Egadi [34.9%]	56.2 (C)	34.1 (C)	7.4 (C)	2.2 (C)
Campofelice di Roccella [31.3%]	45.1 (A)	40.8 (A)	11.4 (A)	2.7 (C)
Milazzo [14.1%]	58.9 (C)	6.6 (B)	16.6 (C)	17.9 (C)
San Marco [9%]	28.3 (C)	9.6 (B)	45.2 (C)	16.9 (A)
Licata [5.5%]	29.3 (A)	31.1 (C)	20.5 (C)	19.1 (C)
Augusta [5.1%]	18.7 (B)	27.4 (B)	25.7 (A)	28.2 (B)

Tab 18: Percentuali relative alla densità delle plastiche (#oggetti/m²). Nella colonna "Sito" è riportata la percentuale riferita ai siti. Inoltre, per ogni riga le percentuali sono riferite alle stagioni di campionamento all'interno di ogni sito. Infine, per ogni sito e stagione, tra parentesi è stata riportata la stazione caratterizzata dalle più alte densità. A = stazione costiera (0.5 mn dalla costa); B = stazione intermedia (1.5 mn dalla costa); C = stazione a largo (6 mn dalla costa).

Analisi delle microplastiche nei pesci

Nell'ambito delle due stagioni investigate (autunno 2020 ed inverno 2022), per le specie ittiche e di interesse commerciale, l'analisi delle microplastiche nei contenuti stomacali del tratto gastrointestinale ha evidenziato:

- la rilevazione stagionale e la selettività per le specie demersali nei siti di Milazzo, di Augusta e di Sciacca (autunno) e di Campofelice di Roccella (autunno ed inverno);
- la maggiore rappresentatività in termini qualitativi di plastiche ascrivibili a polietilene tereftalato (PET), polipropilene (PP) e polietilene (PE).

Relativamente alle specie di allevamento, le analisi hanno mostrato:

- la rilevazione stagionale delle plastiche solo ed esclusivamente nel periodo invernale e la selettività per *M. galloprovincialis*;
- la maggiore rappresentatività di plastiche ascrivibili a polipropilene (PP) e poliammide (PA).

Analisi dati economici

Lo studio dell'articolo "The issue of microplastics in marine ecosystems: a bibliometric network analysis" risulta utile per comprendere come, nel corso degli anni, la ricerca ha trattato il tema delle microplastiche marine. Secondo tale studio, l'interesse della ricerca verso tale tematica ha iniziato a crescere a partire dal 2013, quando il numero di pubblicazioni è passato da 17 nel 2012 a 42 nel 2013, e ha continuato ad aumentare in modo esponenziale fino al 2018.

Dall'analisi della co-occorrenza delle parole chiave (effettuata per verificare quali fossero le parole chiave maggiormente utilizzate negli articoli scientifici trattanti il tema delle microplastiche in mare), sono emersi i termini "microplastiche" e "ambiente marino" come le parole chiave con la maggiore forza di collegamento totale e "detriti di plastica", "accumulo", "inquinamento", "ingestione" e "sedimento" come le successive cinque parole chiave maggiormente presenti.

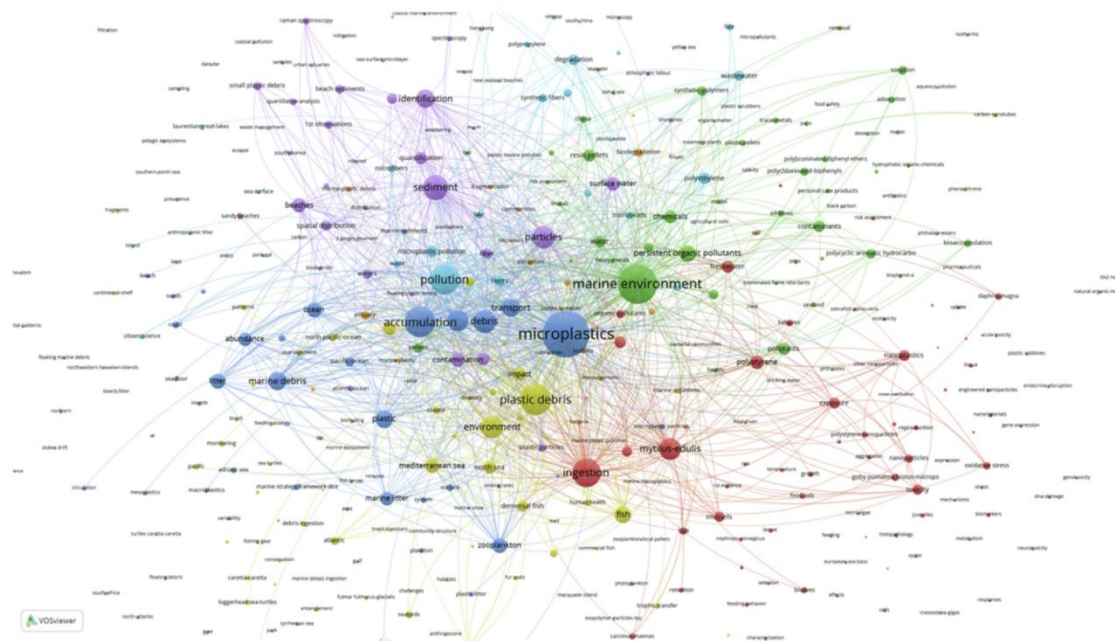


Fig. 113 : Co-occorrenza parole chiave

La Fig. 113 ricavata dal testo, mostra l'importanza e la relazione che intercorre tra tali parole chiave ritrovate frequentemente nella letteratura relativa alle microplastiche marine.

La dimensione dei loro nodi riflette la forza di collegamento totale che intercorre tra esse. Invece, la vicinanza dei nodi indica quanto siano correlati tra loro tali argomenti di ricerca. Per esempio, "ingestione" e "accumulo" hanno una stretta relazione con le "microplastiche" e questo risultato riflette il modo in cui viene indagata la questione delle microplastiche, suggerendo che c'è un focus di ricerca particolare che lega il tema delle microplastiche alle reti alimentari.

La mancata rilevanza del termine “servizi ecosistemici” evidenzia la scarsità di studi incentrati sulle relazioni tra le microplastiche e il loro potenziale effetto sulla fornitura di servizi ecosistemici marini.

In conclusione, tale studio mostra come la questione delle microplastiche marine è un campo di ricerca relativamente nuovo. I risultati hanno evidenziato che la maggior parte della ricerca sull'argomento è incentrata sulla tossicologia e sulla chimica ambientale, mentre gli studi ecologici incentrati sull'impatto delle microplastiche a livello di ecosistema sono ancora limitati. Inoltre, l'analisi della co-occorrenza di parole chiave ha mostrato una connessione molto debole tra i problemi delle microplastiche marine e i servizi ecosistemici.

Questa debole connessione impedisce di comprendere il potenziale danno ai servizi ecosistemici (ad esempio, riduzione della pesca) legato all'inquinamento da microplastiche.

Nel prossimo futuro è previsto un trend crescente di pubblicazioni incentrate sulle microplastiche. Considerando le ampie implicazioni delle microplastiche sulla salute umana e dell'ecosistema, è auspicabile che studi futuri esplorino la questione delle microplastiche adottando una prospettiva interdisciplinare basata sull'integrazione di diverse competenze tecniche e scientifiche.

Lo studio di revisione sistematica “Marine plastic littering: a review of socioeconomic impacts” ha l’obiettivo specifico di verificare l'impatto dell'inquinamento marino da plastica sulle fonti di reddito di origine marina, come la pesca, l'acquacoltura, il turismo marittimo e la navigazione mercantile. Avendo limitato l'intervallo temporale dal 2000 ad oggi, i risultati della ricerca hanno mostrato un maggiore interesse della letteratura scientifica verso il tema degli impatti socio-economici dell’inquinamento di plastica marina. Ciò dimostra come negli anni sia cresciuto l’interesse verso la tematica.

Come mostrato nella Fig. 114, lo studio ha identificato cinque aree tematiche di maggiore interesse: (a) composizione e distribuzione dell'inquinamento marino; (b) fonti di inquinamento marino; (c) impatto socioeconomico dell'inquinamento marino; (d) Quadro normativo e gestione dell'inquinamento marino; e, (e) inquinamento marino da plastica

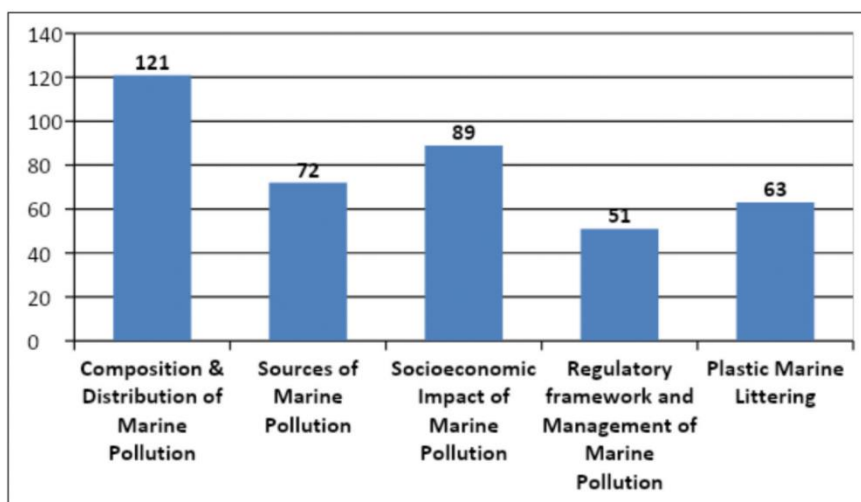


Fig. 114: Numero di pubblicazione per area tematica

In particolare, gli impatti economici sono stati classificati in tre categorie, che rappresentano i settori più colpiti e, quindi, studiati (Carr, 2019), ovvero l'industria ittica, l'industria del turismo e l'industria marittima.

Di conseguenza, anche gli impatti sociali sono stati raggruppati in tre categorie. Le prime due categorie riguardano la salute e il benessere umano, concentrandosi rispettivamente sulla sicurezza alimentare umana minata dall'inquinamento marino da plastica. Il terzo gravita intorno all'impatto sul patrimonio culturale e si riferisce specificamente alla perdita di valore naturale intrinseco.

Secondo l'Organizzazione per la cooperazione e lo sviluppo economico (OCSE), le attività economiche marittime aggiungono circa 1,5 trilioni di dollari all'anno al valore dell'economia globale, sostenendo quasi 40 milioni di posti di lavoro a tempo pieno (OCSE, 2016). Il valore economico delle attività marittime comprende in gran parte industrie interdipendenti, come la pesca, l'acquacoltura, il turismo marittimo e la navigazione mercantile. La pesca e l'acquacoltura contribuiscono ampiamente alla crescita economica su scala mondiale. Recenti statistiche ufficiali dimostrano che, nel 2016, 19,3 milioni di persone si dedicavano all'acquacoltura, e la pesca ha attirato 40,3 milioni di persone. L'aumento della domanda ha bruscamente aumentato il valore delle esportazioni mondiali di pesce, da \$ 8 miliardi nel 1976 a 152 miliardi di dollari nel 2017 (Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura, 2018).

Si stima che oltre due terzi del prodotto marino lordo mondiale dipenda da un ecosistema marino sano, che è già sotto pressione (Hoegh-Guldberg, 2015). Secondo l'Assemblea delle Nazioni Unite per l'ambiente, i detriti marini costano circa 13 miliardi di dollari all'anno su scala globale (UN News, 2014), minando le prospettive a lungo termine dei settori economici marittimi (Food and Agriculture Organization of the United Nation, 2018).

I profitti della pesca e dell'acquacoltura, per esempio, sono influenzati da conseguenze dirette e indirette dell'inquinamento marino da plastica. I detriti di plastica che bloccano i sistemi di raffreddamento o che impigliano le eliche, determinano conseguenze economiche di tipo diretto (costo della riparazione dei pescherecci e degli impianti di acquacoltura danneggiati) (Iñiguez et al., 2016). I problemi sorgono anche dalle reti abbandonate, le reti "fantasma" che oltre a danneggiare l'ecosistema marino, si impigliano nelle attrezzi da pesca o imbarcazioni attive. Secondo le statistiche delle compagnie assicurative in Giappone, il costo della riparazione dei pescherecci danneggiati ammontava a 40 milioni di dollari nel 1985, ovvero lo 0,3% delle entrate totali annue della pesca del paese (Takehama, 1990). Nell'Unione Europea, il costo totale di riparazione ammonta a 65,7 milioni di dollari, pari allo 0,9% del reddito annuo della pesca (Mouat et al., 2010; Arcadis, 2014).

L'impatto economico indiretto dell'inquinamento marino da plastica sulla pesca e l'acquacoltura deriva anche dalla diminuzione delle risorse ittiche dovuta alla cosiddetta pesca "fantasma" (Sheppard, 2018). Le specie acquatiche di bersaglio commerciale, tra gli altri organismi marini, vengono catturate, ferite o addirittura uccise da attrezzature da pesca perse o abbandonate, con effetti disastrosi sulla conservazione della fauna marina e sull'economia. I pesci predatori corrono anche il rischio di essere catturati da reti abbandonate, cavi e trappole, mentre tentano di catturare pesci impigliati, perpetuando così il problema (NOWPAP MERRAC, 2013).

Alcuni studi basati sull'analisi costi-benefici hanno dimostrato che il recupero di una rete da pesca abbandonata costa parecchio, ma il suo abbandono comporta danni molto maggiori per la perdita di biota.

Tali studi, condotti nella baia di Chesapeake dimostrano come le reti fantasma catturano quasi 900.000 granchi ogni anno, causando potenziali perdite di \$ 300.000 all'anno (Bilkovic et al., 2014), mentre altri che il recupero di una rete da pesca abbandonata costa \$ 1.358, ma il suo abbandono ha comportato la perdita di \$ 19.656 di granchio Dungeness (Sheppard, 2018).

A peggiorare le cose, la domanda di prodotti ittici, che interessa sia la pesca che l'acquacoltura, dipende dalla fiducia che i consumatori hanno circa la qualità dei prodotti. La presenza di microplastiche in molluschi, crostacei e pesce potrebbe cambiare radicalmente il comportamento dei consumatori, portando a una riduzione del consumo del pesce, indipendentemente dalle possibili rassicurazioni degli scienziati o delle autorità.

Infine, non bisogna trascurare l'impatto delle microplastiche sulla salute e sulla capacità riproduttiva degli organismi che porta a una riduzione preoccupante della biodiversità e della qualità dei prodotti ittici.

Per quanto riguarda l'impatto dei rifiuti di plastica marina sul turismo, si dovrebbe innanzitutto riflettere sul peso che tale settore ha nell'economia. Il turismo marittimo si è rivelato un'area con uno speciale potenziale per sostenere la crescita sostenibile ed è emerso come una componente essenziale dell'industria turistica globale (Hall & Page, 2014). È indissolubilmente legato all'economia "blu", che, secondo la Banca mondiale, promuove "l'uso sostenibile delle risorse oceaniche per la crescita economica, il miglioramento dei mezzi di sussistenza e l'occupazione preservando la salute dell'ecosistema oceanico" (Direzione generale per gli affari marittimi e Pesca, 2019). Il turismo marittimo, costiero e crocieristico costituiscono fonti cruciali di crescita e occupazione grazie a una forza lavoro ampia e diversificata coinvolta in hotel, ristoranti, negozi e trasporto. L'industria del turismo marittimo dà lavoro a circa 5,4 milioni di persone in tutto il mondo e crea un valore lordo di quasi 543,5 miliardi di dollari l'anno, mentre, in Europa, si traduce in 3,2 milioni di posti di lavoro, con un valore annuo di 201 miliardi di dollari (Commissione europea, 2012).

Tuttavia, il degrado dell'ecosistema marino dovuto all'inquinamento da plastica potrebbe minare il settore del turismo. Il degrado di una destinazione turistica dovuto ad inquinanti marini può scoraggiare i visitatori (Godlee & Walker, 1991). L'accumulo di detriti compromette la reputazione di un'area, scoraggiando così gli investimenti privati nello sviluppo turistico (McIlgorm et al., 2011).

Inoltre, l'inquinamento da plastica influisce negativamente sulle attività ricreative, come le immersioni o il nuoto (Philipp, 1992). Ad esempio, nel 1987 e nel 1988, la chiusura delle spiagge di New York e New Jersey, USA, a causa dei detriti, in combinazione con la mancanza di fiducia dei turisti sulle condizioni dell'acqua, ha provocato perdite di entrate per diversi miliardi di dollari (Valle-Levinson & Swanson, 1991). Tali ripercussioni economiche possono essere dannose per l'intera economia, che è fortemente dipendente dal settore del turismo marittimo. Ad esempio, sull'isola di Geoje in Corea del Sud, si stima che la presenza di rifiuti marini

dopo un massiccio temporale nel 2011 abbia comportato perdite di entrate comprese tra \$ 29 e \$ 37 milioni, a seguito di una diminuzione di 560.228 visitatori (Jang et al., 2014).

La navigazione mercantile è un'altra area in cui l'impatto dell'inquinamento marino da plastica è piuttosto significativo. L'industria marittima internazionale è responsabile del trasporto di circa il 90% del commercio mondiale (International Maritime Organization, N.D.). Con oltre 50.000 navi mercantili che operano a livello intercontinentale, coinvolgendo più di 150 nazioni, il numero di marinai registrati in tutto il mondo supera il milione. Tenendo presente che il fatturato annuo delle tariffe di nolo delle navi mercantili supera i 500 miliardi di dollari, è indiscutibile che la navigazione mercantile è uno dei settori più dinamici e fiorenti dell'economia globale. La presenza di rifiuti marini ostacola notevolmente la navigazione commerciale e ne aumenta i costi sia direttamente che indirettamente. I costi diretti sono associati alle collisioni con rifiuti marini e alla conseguente perdita accidentale del carico, mentre quelli indiretti sono relativi a riparazioni e immagine pubblica. I costi di pulizia portuale possono anche gravare indirettamente sul settore marittimo. Il costo totale delle suddette conseguenze dei rifiuti marini è stimato a 279 milioni di dollari all'anno (UNEP, 2016).

Più specificamente, gli scontri con i rifiuti marini potrebbero danneggiare le navi, rappresentare un pericolo per la navigazione o addirittura una minaccia per la sicurezza umana. I contenitori smarriti rappresentano un grave rischio a causa delle loro dimensioni e capacità di galleggiare per settimane. I rifiuti marini più piccoli possono anche mettere in pericolo le navi, essendo responsabili dei costi associati alla riparazione dell'elica o del motore.

Nel 2005, la US Coast Guard ha riportato 269 incidenti marittimi, 15 morti e 116 feriti, attribuiti a detriti sommersi (Letcher & Vallero, 2019). In Corea del Sud, il 9% di tutti gli incidenti marittimi, dal 1996 al 1998, sono avvenuti a causa di oggetti marini galleggianti. Nel peggiore dei casi, una nave si è ribaltata quando una corda da pesca abbandonata si è impigliata nelle sue eliche, provocando 292 vittime (UNEP, 2016). Secondo l'OverReview of Marine Casualties and Incidents 2015, dal 2011 al 2014, le navi che sono state colpite da oggetti esterni (ad es. carico perso), sono state la seconda causa più frequente di vittime marine.

Infine, ma non meno importante, la qualità dell'ambiente marino è direttamente correlata alla salute e al benessere dell'uomo. È fuori dubbio che i detriti di plastica marina stiano compromettendo la sicurezza alimentare esponendo gli esseri umani alle microplastiche e ai loro contaminanti (De-La Torre, 2019). In un'ampia varietà di organismi marini commercialmente consumabili, inclusi pesci, come merluzzo, sgombrò, sardina, triglia, branzino, pesce spada, cernia, nonché crostacei, (vongole, capesante, cozze, ostriche, gamberi, aragoste, granchi) sono stati rilevate microplastiche nel tratto digerente o nell'intestino (Lusher et al., 2013; Bråte et al., 2016; Sun et al., 2017).

In particolare, 11 specie su 25, importanti per la pesca marittima globale, sono risultate contaminate da microplastiche (Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura, 2017).

Il consumo di molluschi risulta essere il più pericoloso poiché il loro apparato digerente porta all'accumulo di microplastiche. Inoltre, un fattore che aumenta il suddetto rischio è che i molluschi vengano consumati interi, senza che siano stati rimossi gli intestini. Gli studiosi Van Cauwenberghe e Janssen hanno stimato che in Europa, l'assorbimento di microplastiche da parte di ciascun consumatore attraverso molluschi giunge fino a 11.000 particelle (intervallo di dimensioni 5–1000 μm) su base annua, mentre nei paesi a basso consumo di molluschi vengono ingerite 1.800 particelle di microplastica su base annua.

Le microplastiche sono state rilevate anche nelle cozze in Francia, Italia, Danimarca, Spagna e Paesi Bassi (Vandermeersch et al., 2015b). Quanto al pesce commestibile, se consumato sventrato, il pericolo è ridotto al minimo poiché si evita l'esposizione alle microplastiche nel loro tratto gastrointestinale (Compa et al., 2018).

Per quanto riguarda l'impatto sulla salute del consumo di microplastiche da parte dell'uomo, è stato dimostrato che le microplastiche sono vettori di contaminanti e agenti infettivi, compresi i batteri nocivi (Lu et al., 2019). Tuttavia, la più grande minaccia che accompagna il consumo di microplastiche risiede nella tossicità delle particelle (Rist et al. 2018). Le sostanze chimiche contenute o assorbite dalla plastica, compresi gli inquinanti organici persistenti (POP), come i policlorobifenili (PCB) e i pesticidi organoclorurati, come il diclorodifeniltricloroetano (DDT), vengono trasferite agli organismi filtratori e ad altri invertebrati dove si bioaccumulano (Wright et al., 2013; Fossi et al., 2014). La loro concentrazione aumenta quindi ad ogni livello trofico successivo che porta alla biomagnificazione. Pertanto, gli esseri umani sono i più colpiti trovandosi in cima alla catena alimentare (Kelly et al., 2007).

Le conseguenze mediche sono svariate: la soppressione del sistema immunitario, alterazioni del livello ormonale, risposte infiammatorie anormali, tumori maligni, disabilità dello sviluppo e anomalie riproduttive (Carney Almroth et al., 2019).

Tuttavia, una valutazione meticolosa del rischio per la salute non è realizzabile, dal momento che i processi associati all'assimilazione delle microplastiche nelle cellule umane e il loro presunto impatto non sono stati ancora poco studiati e dovrebbero essere rigorosamente esplorati negli anni a venire.

Lo studio “Global ecological, social and economic impacts of marine plastic” è una revisione semi-sistematica di dati pubblicati sulla plastica marina globale. La raccolta dati è volta a mettere in luce gli impatti della presenza di plastica in mare sui servizi ecosistemici e i relativi costi in termini economici e di benessere umano. I servizi ecosistemici marini, infatti, contribuiscono ampiamente al benessere umano, specialmente nelle comunità costiere (Naeem et al., 2016).

Anche tale studio suggerisce che la produttività, la redditività e la sicurezza del settore della pesca e dell'acquacoltura sono altamente soggette al negativo impatto della plastica marina. L'elevata dipendenza dal pesce nell'alimentazione umana rende il benessere di una parte significativa della popolazione mondiale altamente vulnerabile a qualsiasi cambiamento nella quantità, qualità e sicurezza di questa fonte di cibo (Golden et al., 2016). A livello globale, il pesce rappresenta la principale fonte di proteine animali e oltre il 20% dell'assunzione di cibo (in peso) per 1,4 miliardi di persone (il 19% della popolazione mondiale) (Golden et al., 2016). La plastica in mare minaccia l'efficienza e la produttività della pesca commerciale e dell'acquacoltura (Mouat et al., 2010), ponendo un rischio diretto per gli stock ittici.

Come già osservato, la plastica viene spesso ingerita da un'ampia gamma di specie marine, comprese quelle utilizzate per la fornitura di cibo come molluschi e pesci (Rochman et al., 2015) in tutte le fasi del loro ciclo di vita (Steer et al., 2017; Lusher et al., 2012). Questa plastica può essere ingerita direttamente dall'ambiente o consumata indirettamente tramite prede contaminate da plastica (Setälä et al., 2014). I polimeri sono tipicamente ricchi di additivi (ad es. plastificanti, biocidi, ritardanti di fiamma) e una volta nell'ambiente marino possono concentrare facilmente i patogeni microbici (Kirstein et al., 2016) e inquinanti organici persistenti (POPS), ad es. diclorodifeniltricloroetano (DDT) e idrocarburi policiclici aromatici (IPA) (Rios et al., 2007); I POP possono accumularsi nei tessuti degli animali marini e biomagnificarsi nei predatori superiori, inclusi gli esseri umani (Teuten et al., 2009).

Inoltre, tale studio sottolinea come gli organismi marini carismatici, inclusi uccelli marini, tartarughe e cetacei, rivestano un'elevata importanza per gli individui, sia dal punto di vista culturale, che meramente emozionale. Fenomeni quali l'aggrovigliamento e l'ingestione possono determinare effetti subletali e mortalità (Fossi et al., 2014), e sono spesso raccontati dai media. Per esempio, immagini e articoli che descrivono balene spiaggiate e uccelli marini con lo stomaco pieno di plastica sono molto frequenti nei media mainstream (Reuters, 2017). Tali specie marine carismatiche hanno un valore significativo per l'uomo e ci sono ampie prove che gli esseri umani sperimentano il proprio benessere sapendo che gli animali marini sono lì e vi rimarranno per le generazioni future. (Aanesen et al., 2015; Jobstvogt et al., 2014; Börger et al., 2014). In tal senso, l'inquinamento marino da plastica può comportare un diffuso impatto negativo sulle specie carismatiche, con conseguenti danni sul benessere umano. La notevole attenzione dell'opinione pubblica sull'impatto della plastica sulle specie marine iconiche suggerisce che anche singoli incidenti possono avere un impatto forte e dannoso sul benessere e che la relazione tra l'impatto sull'ecosistema e la perdita di benessere umano non è necessariamente lineare.

Nella revisione dello studio "Global ecological, social and economic impacts of marine plastic" è stata inclusa anche la tematica "sociale", che descrive in dettaglio gli impatti diretti della plastica marina sulle attività ricreative. Anche questo studio dimostra che l'inquinamento da plastica ha un impatto negativo sostanziale

sulle attività ricreative. I rifiuti presenti sulle rive sono una delle ragioni principali per cui i visitatori trascorrono meno tempo in questi ambienti o evitano determinati siti inquinati (Anderson e Brown, 1984; Ballance et al., 2000; Tudor e Williams, 2006; OMS, 2003). Ciò ha una serie di costi economici, dalle spese di pulizia, alla perdita di entrate provenienti dal settore turistico.

La presenza di rifiuti, oltre ad avere costi economici, può avere conseguenze dirette anche sulla salute fisica e psichica degli individui. Visitatori e lavoratori possono essere soggetti ad una serie di problemi, come il rischio di tagliarsi su detriti taglienti, impigliarsi nelle reti, ed essere esposti a condizioni poco igieniche (Santos et al., 2005). Spesso è stato anche dimostrato che il tempo trascorso su coste inquinate è dannoso per l'umore e il benessere mentale (Wyles et al., 2016). A sua volta, astenersi dall'andare sulla costa a causa di questi rischi, può anche avere implicazioni per la salute, inibendo l'opportunità di raccogliere i benefici che le coste tipicamente offrono. Si tratta, infatti, di ottimi luoghi per svolgere attività fisica, incontri e interazioni sociali capaci di migliorare la salute fisica e mentale (Ashbullby et al., 2013; Papathanasopoulou et al., 2016).

Inoltre, la presenza di plastica ha il potenziale di cambiare radicalmente l'ecosistema marino (Galloway et al., 2017). La plastica è un fattore di stress, che può agire di concerto con altri fattori di stress ambientali come quelli derivanti da vari inquinanti (il cambiamento della temperatura degli oceani, l'acidificazione degli oceani e lo sfruttamento eccessivo delle risorse marine). Gli impatti cumulativi di questi fattori di stress possono comportare il fatto che la plastica marina causi danni molto maggiori di quelli finora suggeriti.

Inoltre, la plastica è un substrato attraente nel quale si depositano batteri e alghe con effetti negativi per l'ecosistema (Kirstein et al., 2016).

I relitti naturali come alghe e legno tendono a degradarsi e ad affondare nel giro di pochi mesi; al contrario, la plastica può resistere a un'esposizione prolungata ai raggi UV e all'azione delle onde e può rimanere galleggiante per periodi più lunghi (decenni o anche più) e percorrere distanze di oltre 3000 km dal luogo di provenienza (Barnes e Milner, 2005).

La colonizzazione della plastica fornisce un meccanismo per il movimento degli organismi tra i biomi, aumentando così potenzialmente la loro gamma biogeografica e rischiando la diffusione di specie aliene e malattie (Lamb et al., 2018). In effetti, la presenza di plastica in mare è da ricollegarsi all'aumento delle specie invasive. Si stima che la plastica marina abbia raddoppiato le opportunità di dispersione degli organismi ai tropici (Barnes, 2002).

Per ciò che concerne le conseguenze economiche dell'inquinamento da plastica, gli impatti sui servizi ecosistemici possono essere utilizzati per fornire una valutazione iniziale dei costi economici della plastica marina. Sulla base della ricerca disponibile non è ancora possibile quantificare con precisione il calo della fornitura annuale di servizi ecosistemici dovuto alla presenza di plastica in mare. Tuttavia, sono stati rilevati

sostanziali impatti negativi su quasi tutti i servizi ecosistemici su scala globale. Alla luce delle prove raccolte, lo studio “Global ecological, social and economic impacts of marine plastic” postula una riduzione dell'1-5% nella fornitura di servizi ecosistemici marini come risultato dello stock di plastica marina negli oceani nel 2011.

Questo calo dell'1-5% nella fornitura di servizi ecosistemici marini equivale a una perdita annuale di \$ 500-2500 miliardi di dollari nel valore dei benefici derivati dai servizi ecosistemici marini. Secondo questa stima, nel 2011 ogni tonnellata di plastica nell'oceano ha un costo annuale in termini di capitale naturale marino ridotto compreso tra \$ 3300 e \$ 33.000.

Ciononostante, è importante sottolineare che questa postulazione di un costo economico si riferisce solo agli impatti della plastica marina sul capitale naturale marino e come tale rappresenta una sottostima in quanto vi sono costi sociali ed economici più ampi che devono essere quantificati e inclusi nel calcolo. Ad esempio, gli impatti diretti e indiretti sui settori del turismo, dei trasporti e della pesca, nonché sulla salute umana.

Inoltre, il costo economico qui presentato è una media per tonnellata di plastica, mentre in realtà il costo per tonnellata varierà a seconda del luogo di accumulo, la sua dimensione e tipologia, e la quantità già in ecosistema. Le emissioni di plastica, l'accumulo e il conseguente danno ecologico sono spazialmente eterogenei.

Poiché questo valore del costo per tonnellata è una media globale, si basa sull'idea che ogni tonnellata futura aggiunta a questo stock avrà un costo medio simile. È possibile, invece, che il costo marginale del danno di ogni tonnellata aumenti.

Bibliografia

- Abbasi S., Soltani N., Keshavarzi B., Moore F., Turner A., Hassanaghahi M., *Microplastics* in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf". *Chemosphere* 205, 2018, 80-87.
- Albani A.D., Serandrei Barbero R., I Foraminiferi della Laguna e del Golfo di Venezia. *Memorie di Scienze Geologiche* 1990.
- Avio C.G., Gorbi S., Regoli F., Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea" *Marine Environmental Research* Volume 111, October 2015, Pages 18-26.
- Barlow R.G., Mantoura R.F.C., Gough M.A., Fileman W.T., Pigment signatures of the phytoplankton composition in the northeastern Atlantic during the 1990 spring bloom. *Deep-Sea Res. II* **40**, 1993: 459–477. [https://doi.org/10.1016/0967-0645\(93\)90027-K](https://doi.org/10.1016/0967-0645(93)90027-K).
- Bianchi J., Valente T., Scacco U., Cimmaruta R., Sbrana A., Silvestri C., Matiddi M., Food preference determines the best suitable digestion protocol for analysing microplastic ingestion by fish. *Marine Pollution Bulletin* Volume 154, May 2020.
- Capodici F., Ciruolo G., Cosoli S., Maltese A., Mangano M.C., Sarà G., Downscaling hydrodynamics features to depict causes of major productivity of Sicilian-Maltese area and implications for resource management, *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*. 2018, 628, 815-825.
- Cimerman F., Langer M.R., *Mediterranean Foraminifera* / Franc Cimerman and Martin R. Langer. - Ljubljana : Slovenska akademija znanosti in umetnosti, 1991. - 118 p.
- Cole M., Webb H., Lindeque P.K., Fileman E.S., Halsband C., Galloway T.S., Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organism. *Scientific Reports* 2013.
- Collard F., Gilbert B., Compère P., Eppe G., Das K., Jauniaux T., Parmentier E., Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution* 229(2017)1000-1005.
- Corami F., Rosso B., Roman M., Picone M., Gambaro A., Barbante C., Evidence of small microplastics (<100µm) ingestion by Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): A novel method of extraction, purification and analysis using Micro-FTIR. *Marine Pollution Bulletin* Volume 160, November 2020, 111606.
- Corami F., Rosso B., Bravo B., Gambaro A., Barbante C., A novel method for purification, quantitative analysis and characterization of microplastic fiber using Micro-FTIR. *Chemosphere* 238 (2020)124564.
- Digka N., Tsangaris C., Torre M., Anastasopoulou A., Zeri C., Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 135 (2018) 30–40.

Faune de France - 26 Copepodes pelagique, M. Rose, 1933.

Gambardella C., Piazza V., Albentosa M., Bebianno M.J., Cardoso C., Faimali M., Garaventa F., Garrido S., Gonzales S., Perez S., Sendra M., Beiras R., Microplastics do not affect standard ecotoxicological endpoints in marine unicellular organisms. *Marine Pollution Bulletin* Volume 143, June 2019, Pages 140-143.

Guida al Riconoscimento del Plancton dei Mari Italiani - Zooplancton Neritico, ICRAM MATTM, 2006.

Hemrsen E., Mintenig S.M., Besseling E., Koelmans A.A., Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review *Environmental Science & Technology* 2018, 52, 10230-10240.

Jorissen F., J., Benthic foraminifera from the Adriatic Sea : principles of phenotypic variation. Ed. Dept. of Stratigraphy and Paleontology, State University of Utrecht, Utrecht, Netherlands, 1988.

Karlsson T.M., Vethaak D., Almroth B.C., Aiese F., Velzen M., Hassellöv M., Leslie H.A., Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin* 122 (2017) 403–408.

Löder M.G.J., Imhof H.K., Ladehoff M., Löschel L.A., Lorenz C., Mintenig S., Piehl S., Primpke S., Schrank I., Laforsch C., Gerdt G., Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental Science & Technology* 2017 51 (24), 14283-14292 DOI: 10.1021/acs.est.7b03055.

Loeblich, A. R.; Tappan, H. (1964). *Treatise on Invertebrate Paleontology, Part C: Protista 2, Sarcodina, chiefly, "Thecamoebians" and Foraminiferida*. Geological Society of America and University of Kansas Press, Lawrence.

Lutze, G.F., Altenbach, A.V. Technik und Signifikanz der Lebendfärbung benthischer Foraminiferen mit Bengalrot. *Geologisches Jahrbuch, Reihe A*, 128:251-265, 1991.

Matiddi M., Pham C.K., Anastasopoulou A., Andresmaa E., Avio C.G., Bianchi J., Chaieb O., Palazzo L., Darmon G., de Lucia G.A., Deudero S., Sozbilen, D., Eriksson J., Fischer E., Gómez M., Herrera A., Hattia E., Kaberi H., Kaska Y., Kühn S., Lips I., Miaud C., Gambaiani, D. Nelms S., Piermarini R., Regoli F., Sbrana A., Setälä O., Settiti, S., Soederberg L., Tomás J., Tsangaris C., Vale M., Valente T., Silvestri C. 2021. Monitoring micro-litter ingestion in marine fish: a harmonized protocol for MSFD and RSCS areas.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 4 - Ortofosfati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-031-04 Rev. 1.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 5 - Nitriti - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-030-04 Rev. 2.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 6 - Nitrati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-035-04 Rev. 4.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 7 - Ammoniaca - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-033-04 Rev. 1.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 8 - Silicati - riadattata per l'uso di autoanalyzer: Method No. Q-038-04 Rev. 0.

Metodica ICRAM: Acqua scheda 9 - Azoto e fosforo totali - riadattata per l'uso di autoanalyzer, più precisamente dopo digestione N totale letto con Method No. Q-035-04 Rev. 4 e P totale letto con Method No. Q-031-04 Rev. 1.

“Metodologie Analitiche di Riferimento”, ICRAM, 2001.

“Metodologie di studio del plancton marino”, ISPRA & SIBM, 56/2010.

Riberio F., Okoffo E.D., O’Brien J.W., Fraissinet-Tachet S., O’Brien S., Gallen M., Samanipour S., Kaserzon S., Mueller J.F., Galloway T., Thomas K.W., Quantitative Analysis of Selected Plastics in High-Commercial-Value Australian Seafood by Pyrolysis Gas-Chromatography Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology* 2020, 54, 9408-9417.

Schönfeld J., Alve E., Geslin E., Jorissen F., Korsun S., Spezzaferri S. 2012. The FOBIMO (FOraminiferal Blo-MONitoring) initiative—Towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Marine Micropaleontology*, Volumes 94–95, October 2012, Pages 1-13.

Sgarrella F., Moncharmont-Zei M., Benthic Foraminifera of the Gulf of Naples (Italy): systematics and autoecology. *Boll. Soc. Paleont. It.*, 1993, 32 (2): 145–264.

Thiele C.J., D.Hudson M., Russell A.E., Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 142, May 2019, Pages 384-393.

Valente T., Sbrana A., Scacco U., Jacomini C., Bianchi J., Palazzo L., De Lucia G.A., Silvestri C., Exploring microplastic ingestion by three deep-water elasmobranch species: A case study from the Tyrrhenian Sea. *Environmental Pollution* Volume 253, October 2019, Pages 342-350.

Zooplankton Methodology Manual, ICES, 2000.

Siti web:

<http://www.copepodes.obs-banyuls.fr> (sito web on line)

<http://www.marinespecies.org> (sito web on line)