

Il macrozoobenthos di fondo mobile nelle acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia: un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE)

Nicola Bettoso*, Ida Floriana Aleffi, Lisa Faresi, Marilyn Carletti, Claudia Orlandi

Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia, Via Cairoli, 14 - 33057 Palmanova (UD).

* Referente per la corrispondenza: nicola.bettoso@arpa.fvg.it

Pervenuto il 4.10.2022; accettato il 8.11.2022

Riassunto

Lo studio presenta i risultati relativi ai campionamenti di macroinvertebrati bentonici dei fondi mobili nell'area marino costiera del Friuli-Venezia Giulia (Golfo di Trieste) nell'ottica della Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE) e attraverso la classificazione dello stato ecologico dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB). Un totale di 90 campioni di macrozoobenthos e sedimento sono stati raccolti in 10 stazioni tra gli anni 2009 e 2019. Complessivamente, sono stati identificati 432 taxa, dei quali 97 molluschi, 205 anellidi policheti, 68 crostacei, 20 echinodermi e 42 ascrivibili ad altri gruppi tassonomici. L'EQB è stato classificato attraverso l'applicazione dell'indice M-AMBI (Multivariate-Azti Marine Biotic index). Lo stato ecologico derivante dal M-AMBI è risultato Elevato in tutte le stazioni, tranne in CE163 (Buono), mentre i valori dell'indice AMBI hanno indicato un leggero disturbo ambientale, stabile nel tempo. L'analisi multivariata ha evidenziato come la struttura dei popolamenti bentonici sia strettamente correlata alla profondità e alla tessitura sedimentaria. Sono state identificate 9 unità biocenotiche, di cui 5 ascrivibili al piano infralitorale, 3 al piano circalitorale ed una indipendente dal piano. Nonostante le pressioni antropiche insistenti sul Golfo di Trieste e il suo quadro ambientale estremamente variabile, nel decennio considerato la classificazione dell'EQB ha sempre soddisfatto i requisiti stabiliti dalla Direttiva quadro sulle acque, con raggiungimento di uno stato ecologico Elevato o Buono.

PAROLE CHIAVE: macrozoobenthos / Direttiva Quadro Acque (WFD) / acque marino costiere / Golfo di Trieste

Soft-bottom macrozoobenthos in marine coastal waters of Friuli Venezia Giulia: a 10-year monitoring under the Water Framework Directive (2000/60/CE)

The aim of the study was to estimate the ecological status of coastal marine areas of Friuli-Venezia Giulia Region by measuring the Biologic Quality Element (BQE) and according to the Water Framework Directive (2000/60/EC). A total of 90 soft-bottom macrozoobenthos and sediment samples were taken in 10 sampling stations between 2009 and 2019. Overall, 432 taxa have been identified, of which 97 were molluscs, 205 polychaetes, 68 crustaceans, 20 echinoderms and 42 were part of other taxonomic groups. The BQE was obtained by applying the M-AMBI index (Multivariate-Azti Marine Biotic index). The ecological quality status was High in all stations except in CE163 (Good), whereas the values of the AMBI index were stable and indicated a slight environmental disturbance. The multivariate analysis has shown how the structure of benthic populations was closely related to depth and sediment texture. 9 biocenosis have been identified, of which 5 correspond to the sub-littoral level, 3 to the circalittoral level and one was independent. Despite the persistent anthropic pressures on the Gulf of Trieste and its extremely variable environmental frame, in the decade, the BQE classification has always met the requirements established by the Water Framework Directive, with the achievement of a High or Good ecological status.

KEY WORDS: macrozoobenthos / Water Framework Directive (WFD) / marine coastal waters / Gulf of Trieste

INTRODUZIONE

Lo studio dei popolamenti macrozoobentonici nel versante italiano del Golfo di Trieste è stato condotto già dalla seconda metà degli anni '60. La prima classificazione delle comunità bentoniche dell'Alto Adriatico è

opera di Vatova (1949), che con metodi esclusivamente quantitativi (abbondanza in numero o in peso delle specie) identificò sui fondi mobili la presenza di 5 zoocenosi (i binomi scientifici sono gli originali dell'epoca):

Chione gallina e la sua facies *Chione gallina* + *Owenia* (sulle sabbie litorali fino a 13-14 metri di profondità); *Schizaster-chiajei* (sui fanghi alle foci del Po, al largo della Laguna veneta e nella parte più profonda del Golfo di Trieste); *Tellina* (su sabbie con detriti organogeni nella parte centrale del Golfo di Venezia); *Amphioxus* (limitata ai fondi di sabbia grossolana tra Grado e Venezia); *Turritella* (sul fondo melmoso fangoso al largo del delta e lungo la direttrice meridionale di dispersione pelitica del Po) (Orel *et al.*, 1989).

Successivamente, grazie alla classificazione dei popolamenti bentonici proposta dalla scuola di Endoume a Marsiglia, Pérès e Picard (1964) introdussero dei metodi essenzialmente qualitativi per identificare le biocenosi, basati sulla presenza di specie caratteristiche esclusive e preferenziali. In alcuni casi è possibile individuare delle corrispondenze tra le biocenosi di Pérès e Picard e le zoocenosi di Vatova, come ad esempio la biocenosi infralitorale delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC) con la zoocenosi *Chione gallina* + *Owenia*, la biocenosi circolitorale dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC) con la zoocenosi *Turritella* e la zoocenosi *Amphioxus*, che presenta tutte le caratteristiche faunistiche e sedimentologiche della biocenosi indipendente dal piano delle Sabbie Grossolane a Correnti di Fondo (SGCF) (Orel *et al.*, 1989).

Pertanto sulla base di questi presupposti vennero indirizzati i primi lavori di caratterizzazione biocenotica dei fondi mobili nel Golfo di Trieste: dalle sabbie ad anfiosso (Rossi e Orel, 1968), alle biocenosi dei fondali fangosi (Orel e Mennea, 1969), ai popolamenti dei fondali antistanti la Laguna di Marano e Grado (Orel *et al.*, 1981/82).

Parallelamente prese avvio una serie di ricerche volte ad identificare la relazione tra le pressioni ambientali e la struttura dei popolamenti bentonici, in particolare nella Baia di Muggia, area portuale ed industriale di Trieste (Specchi e Orel, 1968; Ghirardelli e Pignatti, 1968; Ghirardelli *et al.*, 1973). Relativamente a quest'area inquinata del Golfo di Trieste, Solis-Weiss *et al.* (2004) analizzarono e discussero l'evoluzione delle comunità macrozoobentoniche, confrontando i dati delle campagne di campionamento del 1975, 1981 e 1994, ed applicando, per la prima volta nel Friuli Venezia Giulia, l'indice AMBI (Borja *et al.*, 2000) per valutare lo stato ecologico dei popolamenti di fondo mobile, al quale è seguito l'indice M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007), attualmente utilizzato per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) macroinvertebrati bentonici, secondo quanto indicato nel D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii che ha recepito la Direttiva 2000/60/CE.

Nel presente lavoro vengono presentati e discussi i risultati relativi ad un decennio di monitoraggio sui popolamenti a macroinvertebrati bentonici dei fondi mobili nell'area marina costiera del Friuli Venezia Giulia.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il Golfo di Trieste è il bacino più settentrionale del Mar Mediterraneo, delimitato geograficamente dalla linea congiungente Punta Tagliamento e Punta Salvore in Croazia. È un bacino ampio e poco profondo, con una superficie di circa 600 km² ed una profondità massima di 25 m (Ogorelec *et al.*, 1991), raggiunta ai margini di una soglia sottomarina situata all'incirca lungo la congiungente Grado-Salvore (Brambati e Catani, 1988). Il litorale settentrionale è costituito prevalentemente da spiagge caratterizzate da sabbie fini o peliti, interrotte dalle bocche fluviali e da quelle della Laguna di Marano e Grado, la più estesa in Italia dopo quella di Venezia.

Le caratteristiche oceanografiche del golfo sono molto variabili a causa di una marcata stagionalità, con temperature superficiali che possono raggiungere valori minimi di 5 °C negli inverni particolarmente freddi sotto la spinta dei forti venti di Bora, a valori massimi estivi superiori a 26 °C. Il gradiente di salinità risulta pure molto variabile tra 25 e 38 PSU (Malačič e Petelin, 2001) a causa degli apporti fluviali dei fiumi Isonzo, Tagliamento e di altri corsi d'acqua minori, nonché dalla presenza degli interscambi delle masse d'acqua con la laguna. La circolazione è prevalentemente ciclonica ed è influenzata dalla corrente istro-dalmata che risale l'Adriatico orientale, la quale convoglia masse d'acqua più calde, più salate e maggiormente oligotrofiche (Poulain e Cushman-Roisin, 2001), inoltre la circolazione è condizionata dallo spirare della Bora dal primo quadrante come pure dallo Scirocco (Querin *et al.*, 2007).

Nel Golfo di Trieste la distribuzione tessiturale dei sedimenti evidenzia che la sedimentazione è controllata essenzialmente dagli apporti fluviali e dalla morfologia dei fondali (Brambati e Catani, 1988). Pertanto i sedimenti sono distribuiti subparallelamente alla costa, seguendo la direzione della massa liquida che si propaga alternativamente in direzione SW e NE se proveniente dal Tagliamento, oppure prevalentemente a SE se derivante dall'Isonzo (Orel *et al.*, 1987).

La distribuzione dei sedimenti presenta una fascia costiera costituita da sabbie che si estende con continuità tra la foce del Tagliamento e quella dell'Isonzo, tranne un'interruzione al largo di Grado, fino ad una profondità di 5-7 m. Segue poi una fascia di transizione costituita da sabbie pelitiche e peliti sabbiose che separano le sabbie litorali dalle peliti presenti più al largo. Questa fascia pelitica si presenta discontinua ma la si localizza bene in corrispondenza delle foci dei fiumi. Una successiva zona di transizione verso il largo porta progressivamente alle sabbie di piattaforma nell'area cosiddetta delle Trezze, caratterizzata dalla presenza di numerosissimi affioramenti rocciosi (Orel *et al.*, 1987; Caressa *et al.*, 2001). Nella zona più orientale del golfo, in prossimità di Trieste, le sabbie medio-fini e fini e le sabbie pelitiche

sono presenti dalla linea di riva fino a circa 1500 m. Più oltre i sedimenti superficiali sono costituiti via via da peliti molto sabbiose, peliti sabbiose e peliti fino alle maggiori profondità del bacino (Brambati e Catani, 1988). La figura 1 riporta la mappa di distribuzione dei sedimenti nel Golfo di Trieste (Brambati *et al.*, 1983), in base alla classificazione di Nota (1958) effettuata sulla percentuale in peso delle sabbie: S – sabbia >95%, SP – sabbia pelitica (70%<95%), PMS – pelite molto sabbiosa (30%<70%), PS – pelite sabbiosa (5%<30%) e P – pelite <5%.

Le unità biocenotiche di fondo mobile più diffuse nel Golfo di Trieste sono quelle legate ai fondi fangosi o fangoso detritici. Tuttavia attorno a Punta Sdobba (foce del fiume Isonzo), nella Baia di Panzano, su tratti più o meno ampi della costiera triestina ed attorno Punta Sottile (nel litorale mugessano al confine con la Slovenia) si sviluppano alcune biocenosi tipiche dei fondi sabbiosi o sabbioso-fangosi costieri (Orel, 1988). Queste biocenosi a sabbie, tipiche del piano infralitorale, sono invece ben più estese lungo il tratto costiero prospiciente la Laguna di Marano e Grado, compreso tra la foce dell'Isonzo e quella del fiume Tagliamento (Orel e Mennea, 1969; Orel, 1988).

I fondali compresi tra Grado e Punta Tagliamento sono caratterizzati da una successione caratteristica delle biocenosi: dalla riva verso il largo si assiste ad un passaggio da biocenosi infralitorali quali Sabbie Fini Superficiali (SFS) e Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC), quest'ultima dominante fino ad una profondità di 6-7 m, fino ad una lingua di origine fluviale (Tagliamento) dove prevale la biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri

(VTC) arrivando ad una profondità di circa 15 m. A questi seguono i fondali ad elevata affinità per le biocenosi del Detritico Costiero (DC), Sabbie Grossolane a Correnti di Fondo (SGCF) e delle praterie di *Posidonia* (HP) (Orel *et al.*, 1987).

Più al largo, fino al limite delle acque internazionali, i fondali sono costituiti infatti da sabbie più grossolane ricche di detrito organogeno. Si tratta di un'area con fondale a morfologia irregolare per la presenza di terrazzamenti la cui sommità è consolidata da un intreccio di radici morte di *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813, sviluppate in particolar modo nella zona denominata Trezza al largo della Laguna di Marano (Orel *et al.*, 1981/82; Gordini *et al.*, 2003). Nella stessa area sono presenti affioramenti di substrato duro localmente denominati "grebeni" e sostanzialmente simili alle "tegnùe" dei fondali al largo del Veneto, i quali ospitano comunità bentoniche ascrivibili anche alla biocenosi del coralligeno.

Nel Golfo di Trieste sono stati finora individuati circa 250 affioramenti, ad una distanza dalla linea di costa compresa tra 2 e 17 km ed una profondità variabile tra 8,3 e 21,5 m (Gordini e Ciriaco, 2010). Viceversa i fondali più orientali e profondi del Golfo di Trieste, a cavallo del confine italo sloveno, sono fangosi o fangoso detritici ed ospitano le biocenosi dei VTC e del Detritico Fangoso (DE). Questa comunità è rappresentata anche da una caratteristica macroepifauna denominata ORM, nella quale sono dominanti i generi *Ophiothrix*, *Reniera* e *Microcosmus*, ovvero organismi filtratori sessili e vagili che sono presenti in aggregati sparsi a macchia sul fondale (Fedra *et al.*, 1976; Stachowitsch e Fuchs, 1995).

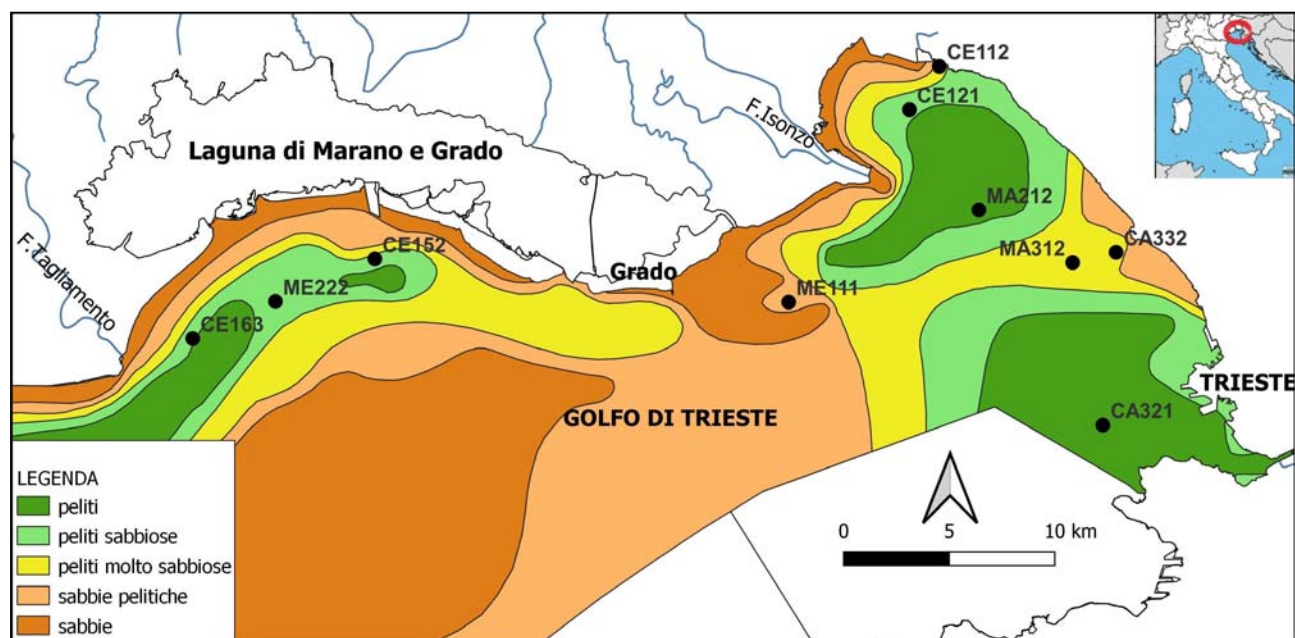


Fig. 1. Carta sedimentologica del Golfo di Trieste (tratto da Brambati *et al.*, 1983) e stazioni di campionamento.

Trattandosi dell'area più profonda del golfo (23-25 m), a ridosso di una soglia entro la linea congiungente Grado-Punta Salvore in Croazia, è stata soggetta in passato a ricorrenti episodi di ipossia/anossia, anche causati dal fenomeno delle mucillagini, i quali hanno determinato una mortalità di massa degli organismi bentonici per asfissia (Orel *et al.*, 1993; Stachowitsch e Fuchs, 1995; Solis-Weiss *et al.*, 2001).

Le fanerogame marine lungo l'arco costiero regionale sono per lo più abbondanti nel tratto compreso tra la foce del Tagliamento e Monfalcone, fino ad una profondità limite di 6-7 m dovuta alla scarsa trasparenza dell'acqua (Gordini *et al.*, 2003). Le più abbondanti specie di fanerogame sono *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. e *Zostera noltei* Hornemann, 1832. *P. oceanica* invece è presente in due uniche zolle vitali circoscritte da un substrato roccioso (resti archeologici), nelle immediate vicinanze della diga di Grado (Gordini *et al.*, 2003).

Campionamento ed analisi dei dati

I risultati del presente lavoro sono relativi ai campionamenti di macrozoobenthos in 10 stazioni durante le stagioni primaverile ed autunnale degli anni 2009, 2010, 2013, 2016 e 2019, per un totale di 90 prelievi. Il campionamento è stato eseguito con una benna modello van Veen avente una superficie di presa pari a 0,1 m². Tre bennate o repliche sono state prelevate per ogni stazione ed il contenuto di ciascuna è stato setacciato a bordo su di una rete a maglia di 1 mm di lato. Il residuo con gli organismi bentonici è stato raccolto in appositi barattoli e fissato con formalina al 10% colorata con rosa bengala. Il *sorting* dei campioni è stato effettuato in laboratorio, con la successiva identificazione e conteggio degli organismi al più basso livello tassonomico possibile, generalmente alla specie.

Contestualmente a ciascun campione di macrozoobenthos è stato prelevato anche un campione di sedimento per le analisi granulometriche, quest'ultime condotte attraverso un analizzatore di dimensione delle particelle. La trattazione del dato di granulometria è stata fatta sulla base della sopracitata classificazione di Nota (1958). L'analisi dei dati relativi al macrozoobenthos è stata condotta a partire dalla matrice specie-stazione, considerando i valori di abbondanza relativa come somma delle tre repliche per ciascun campione.

Per quanto riguarda l'applicazione della Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE), la classificazione dello stato ecologico dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "macroinvertebrati bentonici" nelle acque marino costiere è stata effettuata in base a quanto riportato nel D.M. 260/2010 (per ulteriori approfondimenti sull'applicazione degli indici biotici nelle acque marino costiere e di transizione nel Friuli Venezia Giulia si veda: Mattassi *et al.*, 2012). La valutazione di questo EQB si effettua applicando l'indice M-AMBI, un indice multi-

variato che deriva da una evoluzione dell'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) integrato con l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') e il numero di specie (S) (Muxika *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2008).

L'indice AMBI considera la composizione del popolamento, inserendo ciascuna specie in un gruppo ecologico a seconda della sua sensibilità o tolleranza allo stress ambientale. La formula applicata è la seguente:

$$\text{AMBI} = \{(0 \cdot \%GI) + (1,5 \cdot \%GII) + (3 \cdot \%GIII) + (4,5 \cdot \%GIV) + (6 \cdot \%GV)\} / 100$$

dove %GI, %GII, %GIII, %GIV, %GV sono rispettivamente la percentuale relativa dei diversi gruppi ecologici (GI=specie sensibili; GII=specie indifferenti; GIII=specie tolleranti; GIV=specie opportuniste di secondo ordine; GV=specie opportuniste di primo ordine). Pertanto il valore dell'indice varia da 0 in condizione indisturbata a 6 in condizione di estremo disturbo ambientale.

L'indice di Shannon-Wiener è una misura della diversità che tiene conto sia della ricchezza specifica, sia della proporzione rappresentata da ciascuna specie all'interno della comunità ed è, senza dubbio, uno degli indici di diversità più ampiamente utilizzati.

Il calcolo dell'indice M-AMBI prevede l'elaborazione delle tre componenti con tecniche di analisi multivariata; il valore dell'indice varia tra 0 ed 1 e corrisponde al Rapporto di Qualità Ecologica (RQE). Il limite di classe del M-AMBI tra lo stato elevato e lo stato buono è pari a 0,81, mentre quello tra lo stato buono e sufficiente è 0,61. Il test di Mann-Kendall è stato applicato per l'analisi della tendenza temporale dei valori di S, H', AMBI e M-AMBI.

Attraverso l'analisi multivariata è stato elaborato un dendrogramma di somiglianza ottenuto dal valore medio delle abbondanze degli individui per ogni stazione, determinato per mezzo della procedura "average" nel software Primer 7; il relativo dendrogramma è stato ricavato per mezzo dell'indice di somiglianza di Bray-Curtis applicando il legame completo. L'andamento della dominanza cumulativa rappresentato dalle curve di k-dominanza è stato analizzato per i valori medi di abbondanza specifica in ciascuna stazione ed anche per comparare la struttura dei campioni effettuati durante la stagione primaverile ed autunnale. In seguito è stata saggiata la procedura "taxdtest" (taxonomic distinctness test) del software Primer 7, la quale è in grado di fornire informazioni sulle relazioni tassonomiche fra le specie. In tale contesto è stata calcolata la distanza tassonomica media tra tutte le specie della comunità (Delta+, AverageTaxonomicDistinctness) e la variabilità nella distanza tassonomica (Lambda+, VariationTaxonomicDistinctness), che riflette il grado di equitabilità nella distribuzione delle specie all'interno della gerar-

chia tassonomica (Bevilacqua *et al.*, 2021).

Il quadro bionomico della comunità, infine, è stato delineato con il metodo qualitativo di Pérès e Picard (1964), per mezzo dell'identificazione delle specie caratteristiche esclusive e preferenziali. La determinazione dell'affinità bionomica percentuale (A%) prevede un calcolo preliminare del coefficiente di correzione C, ovvero la percentuale delle specie caratteristiche della biocenosi j rispetto alle altre biocenosi individuate. Segue quindi il calcolo dell'affinità assoluta per ciascuna stazione come: $A_j = n_j (100 - C_j)$

dove A_j è l'affinità della stazione per la biocenosi j, n_j è il numero di specie caratteristiche della biocenosi j della stazione considerata e C_j il coefficiente di correzione della biocenosi j. Il tutto viene poi espresso come A% attraverso una semplice proporzione. Per semplificare l'interpretazione e l'illustrazione dei risultati è stato anche calcolato un valore di A% rappresentativo delle biocenosi del piano infralitorale, circalitorale e delle biocenosi indipendenti dal piano.

Al fine di valutare la presenza dei fattori di aggregazione fra le stazioni sulla base dei valori di affinità biocenotica media è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA – Principal Component Analysis), sempre per mezzo del programma di analisi multivariata Primer 7. Il binomio scientifico delle specie citate è quello aggiornato secondo la nomenclatura del World Register of Marine Species (WoRMS) (<https://www.marinespecies.org/>).

RISULTATI

Complessivamente nel corso del monitoraggio sono stati identificati 432 taxa, dei quali 97 molluschi, 205

anellidi policheti, 68 crostacei, 20 echinodermi e 42 ascrivibili ad altri gruppi tassonomici tra i quali poriferi, cnidari, nemertini, platelminti, sipunculidi e cordati. Quest'ultimo gruppo è rappresentato dalla classe delle ascidie e dal cefalocordato *Branchiostoma lanceolatum* (Pallas, 1774) o anfioso. Il numero medio di taxa (S) per stazione è stato di 65 ± 21 , con un'abbondanza media pari a 514 ± 404 individui, mentre il valore medio dell'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') è stato di $4,7 \pm 0,5$.

Le specie più abbondanti presenti in oltre l'80% dei campioni sono state gli anellidi policheti *Eunice vittata* (Delle Chiaje, 1828), *Lumbrineris geldiaiy* Carrera-Parra, Çinar e Dagli, 2011 e *Pseudoleiacapitella fauveli* Harmelin, 1964 ed i crostacei anfipodi del genere *Ampelisca* Krøyer, 1842.

Il valore medio di S per singola stazione è risultato compreso tra 46 taxa in CA321 e 83 in ME111, mentre il valore medio di H' è risultato tra 4,2 in CE163 e 5,2 in CA332. I valori di S e H' sono rimasti sostanzialmente stabili durante il periodo di monitoraggio; il test di Mann-Kendall ha rilevato un incremento significativo di S nella stazione ME222 (Tab. I).

Il valore medio dell'indice AMBI è risultato compreso tra 1,25 nella stazione CA321 e 2,60 in CE112, il quale denota uno stato di disturbo lieve in tutte le stazioni. I valori di tale indice sono risultati stabili nel corso del monitoraggio, ad eccezione della stazione CE112 nella quale il test di Mann-Kendall ha rilevato un decremento significativo del valore di AMBI sebbene il grado di disturbo sia rimasto inalterato in tutti i campionamenti (Tab. I). Il valore medio del relativo indice M-AMBI è risultato compreso tra 0,80 nella stazione CE163 e 0,98 in CA332. Pertanto lo stato di qualità ecologica

Tab. I. Valore medio e deviazione standard per ogni stazione di campionamento del numero di taxa (S), indice di Shannon-Wiener (H'), valore degli indici AMBI, M-AMBI e stato di qualità ecologica (EcoQS). Esito dell'analisi della tendenza temporale (test di Mann-Kendall): no trend, crescente, decrescente.

	S	H'	AMBI	M-AMBI	EcoQS
CA321	46±23 no trend	4.4±0.7 no trend	1.25±0.17 no trend	0.89±0.09 no trend	Elevato
CA332	64±9 no trend	5.2±0.3 no trend	1.31±0.21 no trend	0.98±0.04 no trend	Elevato
CE112	71±25 no trend	4.7±0.5 no trend	2.60±0.49 decrescente	0.83±0.11 crescente	Elevato
CE121	56±14 no trend	4.4±0.3 no trend	2.38±0.25 no trend	0.81±0.06 no trend	Elevato
CE152	78±13 no trend	4.8±0.3 no trend	2.17±0.39 no trend	0.89±0.05 no trend	Elevato
CE163	56±19 no trend	4.2±0.5 no trend	2.21±0.12 no trend	0.80±0.07 no trend	Buono
MA312	55±21 no trend	4.8±0.5 no trend	1.72±0.19 no trend	0.90±0.08 no trend	Elevato
MA212	70±17 no trend	5.1±0.3 no trend	1.62±0.25 no trend	0.96±0.05 no trend	Elevato
ME111	83±16 no trend	4.9±0.4 no trend	1.84±0.35 no trend	0.94±0.06 no trend	Elevato
ME222	68±24 crescente	4.5±0.6 no trend	1.99±0.37 no trend	0.87±0.09 crescente	Elevato

per ciascuna stazione è risultato mediamente Elevato in tutte le stazioni ad eccezione di CE163 in stato Buono. Il test di Mann-Kendall ha rilevato un incremento significativo del valore di M-AMBI nelle stazioni CE112 e ME222 (Tab. I).

Per quanto riguarda l'analisi multivariata, il dendrogramma ottenuto dai dati medi di abbondanza specifica in ciascuna stazione ha identificato tre gruppi di stazioni: le tre stazioni con una profondità inferiore a 10 m (ME111, CE112, CE152) hanno un grado di somiglianza di circa il 10% rispetto alle restanti, le tre stazioni con profondità pari a 10 m (CE121, CE163, ME222) hanno presentato un grado di somiglianza di circa il 25% rispetto alle 4 stazioni più profonde (CA321, MA312, CA332, MA212) (Fig. 2).

Le curve di k-dominanza hanno evidenziato una sostanziale equitabilità nei valori di dominanza cumulativa. Solamente nella st. CE163 è possibile osservare un lieve scostamento nella parte iniziale della curva (Fig. 3); tra l'altro questa stazione è stata l'unica ad avere un valore medio di M-AMBI leggermente inferiore rispetto alle altre.

Dal punto di vista della stagionalità, le curve di k-dominanza ottenute dai valori medi di abbondanza specifica per le stagioni di campionamento primavera ed autunno sono risultate del tutto sovrapponibili (Fig. 4), con un valore del grado di somiglianza dell'indice di Bray-Curtis pari all'84%.

L'analisi della diversità tassonomica, rappresentata nella Fig. 5 dalla relazione spaziale tra i valori di distanza tassonomica media (Delta+) e quelli di variabilità nella distanza tassonomica (Lambda+), ha validato ulteriormente la classificazione espressa dal dendrogramma. È possibile osservare infatti che i valori più elevati di Delta+ sono stati riscontrati nelle 4 stazioni più profonde, viceversa quelli più elevati di Lambda+ nelle 3 stazioni meno profonde, le quali presentano una variabilità più accentuata della distanza tassonomica.

Per quanto riguarda l'aspetto della bionomia bentonica *sensu* Pérès e Picard (1964), sono state identificate

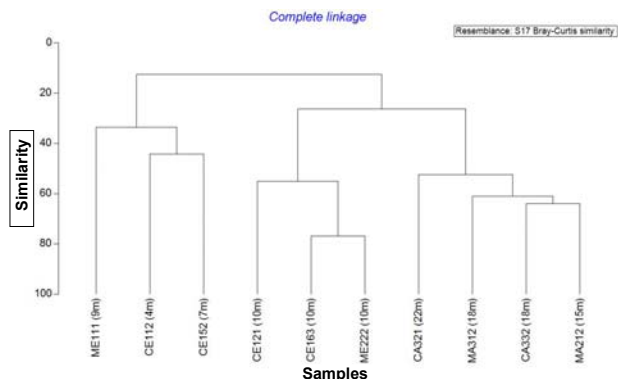


Fig. 2. Dendrogramma di somiglianza calcolato sui valori medi di abbondanza specifica per singola stazione.

72 specie caratteristiche esclusive o preferenziali di 9 unità biocenotiche, denominate con l'acronimo francese secondo la classificazione originale dei due autori. In particolare 5 biocenosi risultano ascrivibili al piano infralitorale (SFBC, sabbie fini ben calibrate; SFS, sabbie fini superficiali; SVMC, sabbie fangose di moda

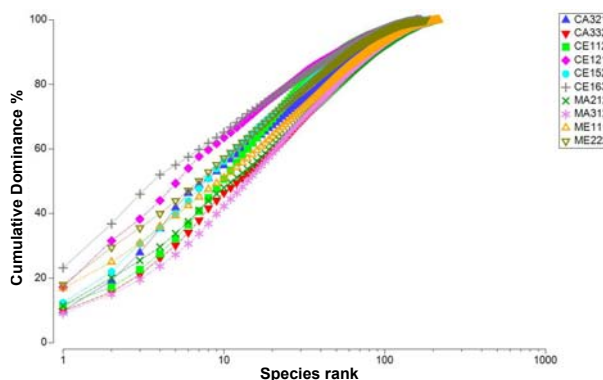


Fig. 3. Curve di k-dominanza rispetto ai valori medi di abbondanza specifica per ogni singola stazione.

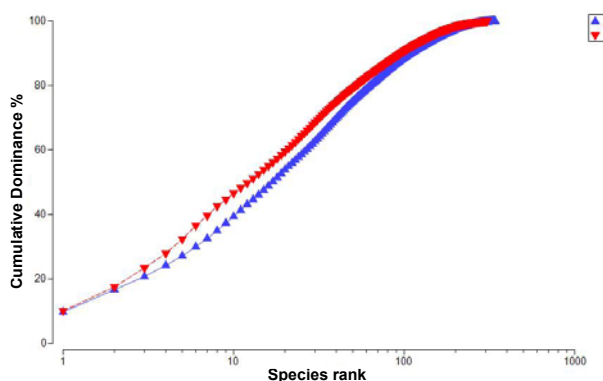


Fig. 4. Curve di k-dominanza rispetto ai valori medi di abbondanza specifica per la stagione primavera (P) ed autunno (A).

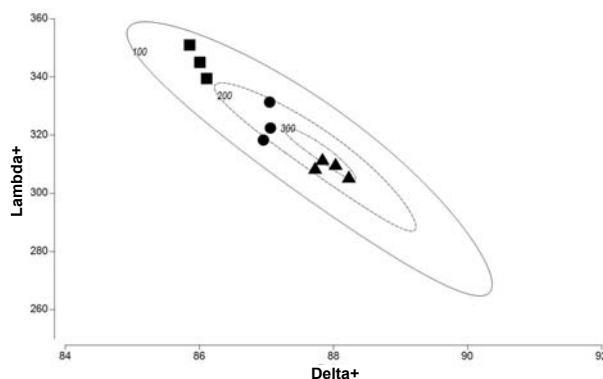


Fig. 5. Valori della distanza tassonomica media (Delta+) rispetto alla variabilità della distanza tassonomica (Lambda+) delle singole stazioni rispetto alla profondità: St. ■ CE112 (4m), CE152 (7m), ME111 (9m); st. ● CE121 (10m), CE163 (10m), ME222 (10m); st. ▲ MA212 (15m), MA312 (18m), CA332 (18m), CA321 (22m).

calma; HP, praterie di *Posidonia* e AP, alghe fotofile), 3 al piano circalitorale (VTC, fanghi terrigeni costieri; DC, detritico costiero e DE, detritico fangoso) ed una biocenosi indipendente dal piano (SGCF, sabbie grossolane a correnti di fondo). Le classi granulometriche rilevate variano dalle sabbie pelitiche (SP) con una percentuale di sabbia pari a 93,9 nella stazione ME111, fino alle peliti sabbiose (PS) con 6,8% in sabbia nella stazione più profonda (st. CA321) (Tab. II).

Le stazioni con batimetria fino a 9 m presentano delle unità biocenotiche appartenenti in prevalenza al piano infralitorale, caratterizzate da sabbie pelitiche o peliti molto sabbiose (CE112, CE152 e ME111). La stazione ME111, in cui la percentuale in sabbia corrisponde quasi al 95%, è l'unica in cui sono stati trovati esemplari di *B. lanceolatum*, specie caratteristica della biocenosi SGCF. A partire dai 10 m di profondità sono invece prevalenti le unità di popolamento ascrivibili alle biocenosi del piano circalitorale e la classe sedimentologica prevalente è costituita da peliti sabbiose (Tab. II). Il coefficiente di correlazione lineare di Pearson ha fatto rilevare in maniera statisticamente significativa che la prevalenza di biocenosi pertinenti al piano infralitorale o circalitorale è strettamente dipendente dalla tessitura sedimentaria e dalla relativa profondità (Tab. III).

L'analisi delle componenti principali (PCA), inoltre, ha rappresentato in maniera spaziale l'affinità media delle singole stazioni per le biocenosi rilevate nell'area di studio (Fig. 6). In particolare è risultata evidente la maggiore correlazione delle tre stazioni a batimetria compresa tra 4 e 9 con la biocenosi infralitorale SFBC, la transizione poi verso popolamenti pertinenti alle biocenosi circalitorali già a 10 m di profondità, in particolare nella st. CE121 situata proprio nelle peliti isontine, infine il raggruppamento delle 4 stazioni più profonde (15-22

m) caratterizzate da più unità biocenotiche sovrapposte a carattere più pelofilo nel piano circalitorale.

Infine, dal raggruppamento delle stazioni in funzione della batimetria, è stato osservato che quelle a 10 m di profondità sono più ricche in termini di numero di taxa, individui e numero delle specie con una frequenza superiore all'80% (Tab. IV).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nonostante la presenza di numerose e diffuse pressioni antropiche insistenti sul Golfo di Trieste, quali ad esempio la portualità industriale, gli insediamenti urbani, la pesca e la maricoltura, il turismo, il diportismo, le condotte fognarie e gli apporti fluviali, la classificazione dell'EQB macroinvertebrati bentonici ha sempre soddisfatto i requisiti stabiliti dalla Direttiva quadro sulle acque per il raggiungimento dello stato ecologico almeno buono. Anzi i valori dell'indice M-AMBI hanno evidenziato nella quasi totalità delle stazioni esaminate nel decennio considerato uno stato elevato dei popolamenti per le acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia (Tab. I), sulla base delle condizioni di riferimento definite dal D.M.260/10. Tali requisiti sono stati raggiunti anche in altre regioni adriatiche, quali ad esempio Emilia Romagna e Marche, dove lo stato di

Tab. III. Valori del coefficiente di correlazione lineare di Pearson (**in grassetto**) e significatività (*in italico*).

	prof.	% sabbia	% infralit.	% circalit.
prof.	x	<i>0,032812</i>	<i>0,014144</i>	<i>0,015543</i>
% sabbia	-0,67337	x	<i>0,0053488</i>	<i>0,001698</i>
% infralit.	-0,7413	0,80106	x	<i>9,24E-05</i>
% circalit.	0,73453	-0,85313	-0,99321	x

Tab. II. Profondità delle stazioni di campionamento in metri, percentuale in peso di sabbia e classe sedimentologica secondo la scala di Nota (1958), valore medio % dell'affinità biocenotica secondo Pérès e Picard (1964) delle biocenosi infralitorali, circalitorali e della biocenosi indipendente dal piano SGCF. SP – sabbia pelitica, PMS – pelite molto sabbiosa, PS – pelite sabbiosa.

	Latitudine (WGS84)	Longitudine (WGS84)	prof. (m)	% sabbia	classe sed.	% infralit.	% circalit.	% SGCF
CE112	45.77350	13.59350	4	55	PMS	77,5	22,5	0
CE152	45.68750	13.25167	7	65	PMS	68,2	31,8	0
ME111	45.67287	13.50423	9	93,9	SP	55	36,2	8,8
CE163	45.65218	13.14208	10	14,9	PS	28,7	71,3	0
ME222	45.66863	13.19185	10	45	PMS	28	72	0
CE121	45.66863	13.19185	10	9,2	PS	18,7	81,3	0
MA212	45.71323	13.61915	15	12,2	PS	20,8	79,2	0
MA312	45.69167	13.67667	18	13,6	PS	29,1	70,9	0
CA332	45.69633	13.70300	18	7,4	PS	21	79	0
CA321	45.62333	13.69667	22	6,8	PS	19,5	80,5	0

qualità ecologica è stato mediamente buono per tutti i corpi idrici della costa romagnola durante il triennio di monitoraggio 2017-2019 (ARPAE, 2021) e perlopiù elevato in quelli della costa marchigiana secondo i dati del triennio 2018-2020 (Report-ARPAM, 2021). Per quanto riguarda l'area tirrenica, ARPA Toscana riporta

i dati del 2019 relativi al triennio di monitoraggio 2019-2021, in cui sulla base dei valori dell'indice M-AMBI lo stato di qualità ecologica è risultato elevato nella quasi totalità delle stazioni di campionamento (ARPAT). Tali risultati sono in linea con quanto è emerso a livello di bacino Mediterraneo, in cui su 284 siti indagati per il

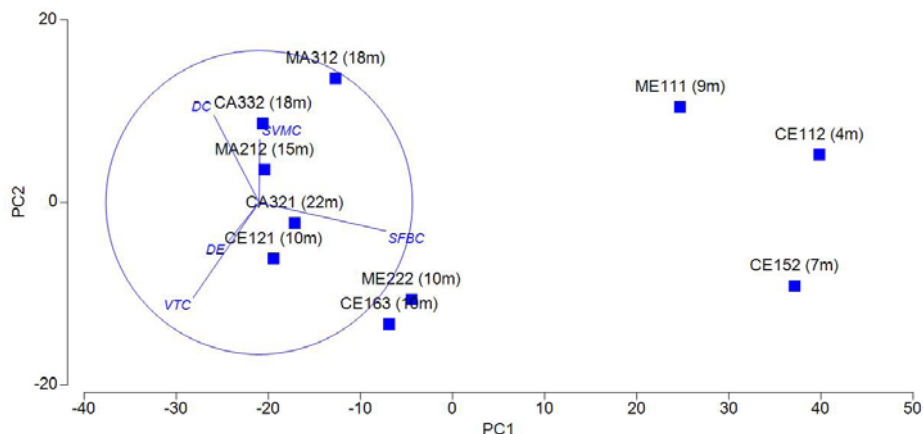


Fig. 6. Analisi delle componenti principali (PSA) in base ai valori medi % dell'affinità biocenotica secondo il metodo di Pérès e Picard (1964) rispetto alle stazioni di campionamento.

Tab. IV. Elenco delle specie con una frequenza >80%, n. taxa totali e n. individui totali per i rispettivi raggruppamenti batimetrici delle stazioni indagate.

	15-22 m	10 m	4-9 m
<i>Lumbrineris geldiaiy</i> Carrera-Parra, Çinar & Dagli, 2011	92	100	100
<i>Eunice vittata</i> (Delle Chiaje, 1828)	92	92	81
<i>Pseudoleiocardia fauveli</i> Harmelin, 1964	83	100	100
<i>Varicorbula gibba</i> (Olivi, 1792)	86		85
<i>Maldane glebifex</i> Grube, 1860	83		
<i>Terebellides stroemii</i> Sars, 1835	83		
<i>Labioleanira yhleni</i> (Malmgren, 1867)	83		
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843		92	100
<i>Antalis inaequicostata</i> (Dautzenberg, 1891)		84	93
<i>Moerella distorta</i> (Poli, 1791)		100	89
<i>Kurtiella bidentata</i> (Montagu, 1803)			81
<i>Levinsenia gracilis</i> (Tauber, 1879)			81
<i>Prionospio caspersi</i> Laubier, 1962		96	
<i>Aponuphis bilineata</i> (Baird, 1870)		96	
<i>Prionospio cirrifera</i> Wirén, 1883		96	
<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)		92	
<i>Sigambra tentaculata</i> (Treadwell, 1941)		88	
<i>Prionospio fallax</i> Söderström, 1920		84	
<i>Euclymene oerstedii</i> (Claparède, 1863)		84	
n. taxa	323	338	260
n. individui	8557	24671	13072

macrozoobenthos di fondo mobile, circa il 79% dei siti sono stati caratterizzati da uno stato ambientale dal buono all'elevato, mentre i rimanenti sono risultati in stato da sufficiente a cattivo. Le condizioni peggiori invece sono state rilevate per i popolamenti di fondo roccioso, dove solamente il 33% dei siti è risultato in uno stato dal buono all'elevato (Bevilacqua *et al.*, 2020).

Sebbene lo stato di qualità ecologico dei popolamenti macrozoobentonici di fondo mobile nel Golfo di Trieste sia risultato mediamente elevato e stabile durante tutto il decennio di monitoraggio, l'indice AMBI ha costantemente rilevato un grado di disturbo lieve, tipico di un'area antropizzata con un quadro ambientale estremamente variabile come il Golfo di Trieste (Mavrič *et al.*, 2010). Bisogna sottolineare il fatto che la classificazione ottenuta per mezzo di M-AMBI è determinata dalle condizioni di riferimento definite dal D.M. 260/2010 e non prendono in considerazione l'aspetto sedimentologico. Le stazioni più ricche in termini di specie ed individui sono state quelle ricadenti nella fascia batimetrica dei 10 m, ma con un indice di diversità (H'), grado di disturbo (AMBI) e stato di qualità ecologica (M-AMBI) sostanzialmente comparabile con le stazioni più profonde e superficiali indagate durante il monitoraggio.

I fondali del Golfo di Trieste, infatti, sono caratterizzati da una cospicua eterogeneità in cui coesistono biocenosi appartenenti sia al piano infralitorale che a quello circalitorale e che risultano altamente embricate tra loro in tutte le stazioni campionate. La composizione faunistica risulta essenzialmente determinata dalla tessitura del sedimento e soprattutto dalla profondità, come testimoniato anche dall'analisi multivariata (dendrogramma di somiglianza, curve di dominanza, distanza tassonomica ed analisi delle componenti principali). Tale constatazione è stata rilevata anche in passato nelle stazioni di campionamento attigue alle condotte di scarico a mare dei reflui urbani (Solis-Weiss *et al.*, 2007). La comunità a macroinvertebrati bentonici del Golfo di Trieste appare infatti molto resistente ed è in grado di preservare la sua struttura in termini di abbondanza, biodiversità e strategie alimentari,

con un grado di variabilità che risulta più accentuato esaminando i dati a cadenza annuale piuttosto che stagionale (Nasi *et al.*, 2017).

Allo stato attuale viene praticato un monitoraggio di tipo operativo (a cadenza triennale con campionamenti semestrali), in quanto le acque costiere dell'Adriatico Settentrionale sono state definite aree sensibili (art. 91 D.Lgs. 152/2006) e quindi a rischio di non raggiungere o mantenere lo stato di qualità buono. Grazie però ad un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva 2000/60/CE è stato possibile verificare che lo stato ecologico dei popolamenti in oggetto è risultato sempre stabile ed al di sopra dei requisiti minimi richiesti dalla norma. Pertanto la frequenza del monitoraggio potrebbe essere ridotta ad una sola campagna di campionamento a cadenza triennale, senza considerare l'effetto stagionalità che invece appare di scarsa rilevanza ai fini della definizione dello stato di qualità ecologico.

Va infine aggiunto che nell'ultimo decennio non sono accaduti fenomeni acuti, quali ipossia/anossia e/o mucillagini, in grado di causare una mortalità di massa per asfissia dei popolamenti bentonici. Tuttavia, sotto la spinta di forzanti climatiche, la struttura della rete trofica nel Mare Adriatico potrebbe avere delle conseguenze significative sullo stato di qualità delle acque (Vichi *et al.*, 2003). I decrementi significativi nelle abbondanze della comunità fitoplanctonica, osservati dopo la metà degli anni '80 (Giani *et al.*, 2012) e l'importanza degli organismi bentonici filtratori nella modulazione del flusso di sostanza organica tra il comparto bentonico e pelagico (Mussap e Zavatarelli, 2017) potrebbero determinare delle modificazioni nella struttura delle comunità macrozoobentoniche nel medio e lungo periodo.

Pertanto il costante monitoraggio di queste comunità, con una campagna triennale di campionamento, risulta utile non solo alla definizione dello stato di qualità ecologico ai sensi della succitata Direttiva, ma anche per avere una solida base di dati nel lungo periodo, al fine di rilevare eventuali segnali di modificazione nell'intera struttura trofica delle acque marino costiere.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAE, 2021. *Monitoraggio delle acque marino costiere e classificazione dello stato di qualità – Triennio 2017-2019 e sessennio 2014-2019*. Regione Emilia Romagna, Assessorato all'ambiente, difesa del suolo e della costa, protezione civile, 139 pp.
- Bevilacqua S., Katsanevakis S., Micheli F., Sala E., Rilov G., Sarà G., Abdul Malak D., Abdulla A., Gerovasileiou V., Gissi E., Mazaris A. D., Pipitone C., Sini M., Stelzenmüller V., Terlizzi A., Todorova V., Fraschetti S., 2020. The status of coastal benthic ecosystems in the Mediterranean Sea: evidence from ecological indicators. *Frontiers in Marine Sciences*, 7: 1-8.
- Bevilacqua S., Anderson M.J., Ugland K.I., Somerfield P.J., Terlizzi A., 2021. The use of taxonomic relationships among species in applied ecological research: baseline, steps forward and future challenges. *Austral Ecology*, 46: 950-964.
- Borja A., Franco J., Perez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja A., Mader J., Muxika I., Rodriguez J.G., Bald J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1377-1379.
- Brambati A., Ciabatti M., Fanzutti G.P., Marabini F., Marocco, R., 1983. A new sedimentological textural map of the northern and central Adriatic Sea. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata*, 4: 267-271.

- Brambati A., Catani G., 1988. Le coste e i fondali del Golfo di Trieste dall'Isonzo a Punta Sottile: aspetti geologici, geomorfologici, sedimentologici e geotecnici. *Hydrores*, **6**: 13-28.
- Caressa S., Gordini E., Marocco R., Tunis G., 2001. Caratteri geomorfologici degli affioramenti rocciosi del Golfo di Trieste (Adriatico Settentrionale). *Gortania. Atti del Museo friulano di Storia Naturale*, **23**: 5-29.
- Fedra K., Ölscher E.M., Scherübel C., Stachowitsch M., Wurzian R.S., 1976. On the ecology of a North Adriatic benthic community: distribution, standing crop and composition of the macrobenthos. *Marine Biology*, **28** (2): 129-145.
- Ghirardelli E., Pignatti S., 1968. Consequences de la pollution sur le peuplements du 'Vallone de Muggia' pres de Trieste. *Revue International Oceanographia Mediterranean*, **10**: 111-122.
- Ghirardelli E., Orel G., Giaccone G., 1973. L'inquinamento del Golfo di Trieste. *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste*, **28**: 431-450.
- Giani M., Djacovac T., Degobbi D., Cozzi S., Solidoro C., Fonda Umani S., 2012. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **115**: 1-13.
- Gordini E., Caressa S., Marocco R., 2003. Nuova carta morfosedimentologica del Golfo di Trieste (da Punta Tagliamento alla foce dell'Isonzo). *GORTANIA Atti del Museo Friulano di Storia Naturale*, **25**: 5-29.
- Gordini E., Ciriaco S., 2010. *Trezze o "grebeni": biotipi e geotipi dell'Alto Adriatico. Introduzione*. Regione Friuli Venezia Giulia (novembre 2010), 241 pp.
- Malačić V., Petelin B., 2001. Regional studies. Gulf of Trieste. In: Cushman-Roisin, B., Gačić M., Poulain P. M. Artegiani A. (eds), *Physical Oceanography of the Adriatic Sea. Past, Present and Future*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht The Netherlands: 167-181.
- Mattassi G., Aleffi I.F., Bettoso N., Milani L., Tamberlich F., 2012. Applicazione di indici biotici negli ambienti di transizione e marino-costieri del Friuli Venezia Giulia. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 3-14.
- Mavrič B., Orlando-Bonaca M., Bettoso N., Lipej L., 2010. Soft-bottom macrozoobenthos of the southern part of the Gulf of Trieste: faunistic, biocoenotic and ecological survey. *Acta Adriatica*, **51** (2): 203-216.
- Mussap G., Zavatarelli M., 2017. A numerical study of the benthic-pelagic coupling in a shallow shelf sea (Gulf of Trieste). *Regional Studies in Marine Science*, **9**: 24-34.
- Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 16-29.
- Nasi F., Auriemma R., Bonsdorff E., Cibic T., Aleffi I.F., Bettoso N., Del Negro P., 2017. Biodiversity, feeding habits and reproductive strategies of benthic macrofauna in a protected area of the northern Adriatic Sea: a three-year study. *Mediterranean Marine Science*, **18** (2): 292-309.
- Nota D.J.G., 1958. *Sediments of the western Guyana shelf. Report of Orinoco shelf expedition, 2, Mendedel*. Landbombvhogedrool, Wegeningera, 98 p.
- Ogorelec B., Mišič M., Faganeli J., 1991. Marine geology of the Gulf of Trieste (northern Adriatic): sedimentological aspects. *Marine Geology*, **99**: 79-92.
- Orel G., Mennea B., 1969. I popolamenti bentonici di alcuni tipi di fondo mobile del Golfo di Trieste. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **37** (2): 261-276.
- Orel G., Vio E., Brunello-Zanitti C., 1981/82. I popolamenti bentonici dei fondi antistanti le lagune di Grado e Marano (Alto Adriatico). *Nova Thalassia*, **5**: 31-56.
- Orel G., Marocco R., Vio E., Del Piero D., Della Seta G., 1987. Sedimenti e biocenosi bentoniche tra la foce del Po ed il Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Bulletin d'ecologie*, **18** (2): 229-241.
- Orel G., 1988. Aspetti della bionomia bentonica e della pesca del Golfo di Trieste con particolare riferimento ai fondali prospicienti il promontorio di Miramare. *Hydrores*, **6**: 57-70.
- Orel G., Vio E., Aleffi F., 1989. Biocenosi bentoniche dell'Alto Adriatico e loro modificazioni in seguito a stress anossici. In: Atti del Convegno Nazionale "Per la difesa dell'Adriatico", Ancona, 4 aprile 1989: 59-63.
- Orel G., Fonda Umani S., Aleffi F., 1993. *Iposie e anossie di fondali marini. L'Alto Adriatico e il Golfo di Trieste*. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia – Direzione regionale dell'Ambiente (marzo 1993), 104 pp.
- Péres J.M., Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, Marseille, **31** (47): 5-137.
- Poulain P.M., Cushman-Roisin B., 2001. Chapter 3: Circulation. In: Cushman-Roisin, B., Gačić M., Poulain P. M. Artegiani A. (eds), *Physical Oceanography of the Adriatic Sea. Past, Present and Future*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht The Netherlands: 67-109.
- Querin S., Crise A., Deponte D., Solidoro C., 2007. Numerical study of the role of wind forcing and freshwater buoyancy input on the circulation in a shallow embayment (Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea). *Journal of Geophysical Research*, **111**, C03S16, doi:10.1029/2006/JC003611.
- Report-ARPAM, 2021. *Relazione triennale sulla qualità dei corpi idrici marino costieri della Regione Marche – Triennio 2018-2020*. Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale delle Marche, ottobre 2021, 32 pp.
- Rossi S., Orel G., 1968. Nota preliminare sulle "Sabbie ad Anfiosso" da Punta Sdokka a Chioggia. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze*, Trieste, **16** (2): 234-242.
- Solis-Weiss V., Rossin P., Aleffi F., Bettoso N., Orel G., Vrišer B., 2001. Gulf of Trieste: sensitivity areas using benthos and GIS techniques. In: *Proceedings 5th International Conference on the Mediterranean coastal environment, Medcoast 2001*. Hammamet, Tunisia, **3**: 1567-1578.
- Solis-Weiss V., Aleffi F., Bettoso N., Rossin P., Orel G., Fonda Umani S., 2004. Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *Science of the Total Environment*, **328**: 247-263.
- Solis-Weiss V., Aleffi I.F., Bettoso N., Rossin P., Orel G., 2007. The benthic macrofauna at the outfalls of the underwater sewage discharges in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea, Italy). *Annales Series Historia Naturalis*, **17** (1): 1-16.
- Specchi M., Orel G., 1968. I popolamenti dei fondi e delle rive del Vallone di Muggia presso Trieste. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze*, **56** (1): 137-161.
- Stachowitsch M., Fuchs A., 1995. Long-term changes in the benthos of the northern Adriatic Sea. *Annales Series Historia Naturalis*, **7**: 7-16.
- Vatova A., 1949. La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, **1** (3): 1-110.
- Vichi M., May W., Navarra A., 2003. Response of a complex ecosystem model of the northern Adriatic Sea to a regional climate change scenario. *Climate Research*, **24**: 141-158.