

Analisi di lungo termine sulla macrofauna acquatica e sulla qualità ecologica in un sito LTER-Italia: le Valli di Comacchio

CRISTINA MUNARI

MICHELE MISTRI

Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche, Università di Ferrara - Via Fossato di Mortara 17 - 44121 Ferrara

E-mail: cristina.munari@unife.it - michele.mistri@unife.it

RIASSUNTO

Questo studio è incentrato sulla variabilità a lungo termine della macrofauna bentonica utilizzando i dati raccolti presso un sito della rete di Ricerca Ecologica a Lungo Termine (LTER) (IT07-002-M: Valli di Comacchio). Le Valli sono tra le lagune di tipo "chiuso" (cioè non influenzate dal regime delle maree) maggiormente rappresentative del Mediterraneo. Le Valli sono sempre state sede di attività antropiche come la pesca che, sinergicamente agli afflussi di acque eutrofiche continentali, ha portato livelli di disturbo decisamente elevati per l'intero ecosistema ed in particolare per il macrobenthos. La struttura e la composizione della comunità macrobentica è stata studiata nelle Valli per quasi un ventennio (1996-2015) presso 4 siti di campionamento permanenti. Sono stati raccolti complessivamente 157 taxa macrobentici. Di questi, tuttavia, solo 13 sono risultati maggiormente rappresentativi (92,5% dell'abbondanza totale). L'analisi univariata e multivariata ha rivelato simile composizione e struttura in tutti i siti, nonostante una evidente variabilità interannuale. L'indice M-AMBI è stato utilizzato per valutare lo stato di qualità ecologica, che è risultato spesso insoddisfacente.

Parole-chiave: Analisi ecologiche di lungo termine, Macrobenthos, Indici di comunità, Stato di qualità ecologica.

ABSTRACT

Long term study on macrobenthos and ecological quality in a LTER-Italy site: the Valli di Comacchio lagoon.

This study is focused on the long-term variability of macrobenthos richness and diversity by using data gathered from a Long-Term Ecological Research (LTER) Network site (IT07-002-M: Valli di Comacchio). The Valli are one of most representative choked (i.e. not influenced by the tidal regime) lagoons in the Mediterranean and Europe. The Valli have always been home to anthropogenic activities like fisheries which, synergistically with eutrophic water inflows, led to quite high levels of disturbance for the whole ecosystem and particularly for the benthos. The structure and composition of the macrobenthic community was studied in the Valli at permanent sampling sites for almost twenty years (1996-2015). A total number of 157 macrobenthic taxa were gathered. Of these, however, only 13 were the most represented (92.5% of total abundance). The analysis of species number and univariate indices revealed similar general patterns across all sites, albeit strong interannual variability was evident. The M-AMBI index was used to assess the ecological quality status, which resulted often unsatisfactory.

Key-words: Long-term ecological analysis, Macrobenthos, Community indices, Ecological quality status.

INTRODUZIONE

Le Valli di Comacchio (SIC-ZPS IT 4060002 nella rete ecologica Natura 2000) sono un ampio e articolato sistema lagunare, localizzato lungo la costa nord-ovest del Mar Adriatico, a circa 40 km da Ferrara. Costituiscono un sistema seminaturale la cui evoluzione è stata corretta dall'intervento antropico di regolazione idraulica e di bonifica terminata negli anni '60 (Valle Pega, Mezzano). Esse sono delimitate a sud dall'argine del fiume Reno e separate dal mare dal cordone litoraneo di Spina, di circa 2,5 km di larghezza. Quest'ultimo è interrotto dal sistema di canali Navigabile-Logonovo-Fosse, che costituiscono la sola comunicazione col mare e dal Gobbino, periodicamente interrotto nella sua bocca a mare. Le Valli hanno una profondità media di circa 60 cm con massimi di 1,5 - 2 m. I fondali sono per lo più costituiti da limi, argille e materiali bioclastici. La salinità è variabile nel corso dell'anno sia per motivi meteo-climatici, quali l'eva-

porazione e la precipitazione, sia per il regime idraulico. Sono attualmente divise in quattro bacini principali: Valle Fossa di Porto (29,8 km²), Valle Magnavacca (61,6 km²), parzialmente separate dal cordone dunale di Boscoforte, Valle Campo (16,7 km²), completamente arginata e Valle Fattibello (7,3 km²), separata dal resto del sistema dall'argine del canale Fosse-Foce e su cui si affaccia l'abitato di Comacchio. A questi se ne aggiungono alcuni di minor estensione quali le Valli Smarlacca, Lavadena e le Saline. La porzione meridionale è di proprietà privata. Le Valli di Comacchio sono uno dei 22 siti italiani della Rete Europea LTER-Italy (IT07-002-M: Valli di Comacchio; MISTRI, 2012). I primi studi sul macrobenthos delle Valli risalgono all'inizio degli anni '70 del secolo scorso (Colombo, 1972). Questi lavori riportano comunità macrobentoniche ben strutturate e la presenza di estese praterie della fanerogama *Ruppia cirrhosa* in tutti i bacini. Il nostro Gruppo di Ricerca studia la comunità macrobentonica della Valli di Comacchio dal 1996.

La frequenza dei dati raccolti è variabile, funzione delle scarse (spesso nulle) risorse allocate per lo studio della comunità bentonica. I dati raccolti hanno una frequenza quasi stagionale dal 1996 al 2003, poi la frequenza si dirada e si esaurisce a causa della mancanza di interesse da parte dell'Ente gestore per studi di questo tipo. I campionamenti degli ultimi anni sono stati effettuati su base completamente volontaristica, fatta eccezione per un progetto comunitario LIFE (LIFE 09 NAT IT 000110 Conservation of habitat and species in the Natura 2000 sites in the Po Delta) nel biennio 2013-2014.

In questo lavoro vengono riassunti i risultati di quasi 20 anni di indagine sulle comunità macrobentoniche delle Valli di Comacchio.

MATERIALI E METODI

Storicamente sono stati monitorati 4 siti (C2, C4, C5, C6) all'interno del bacino principale Magnavacca - Fossa di Porto, considerati rappresentativi della (scarsa) variabilità ambientale presente in tale bacino. Tre di tali siti di campionamento sono situati in Valle Magnavacca, lungo l'asse N-S del bacino (C4, C5, C6), uno all'estremità settentrionale di Valle Fossa di Porto (C2). In particolare, la stazione C4 si trova in un'area che risente della vivificazione apportata dallo sbocco di acque sia marine che fluviali, tramite la Bocca di Foce; la stazione C5 è

più riparata, addossata alla penisola di Boscoforte, e interessata dall'ingresso di acqua dal Reno; la stazione C6 è invece situata nell'area centrale della Valle. Resta infine la stazione C2, più settentrionale, riparata dal cordone dunale, e pertanto a minor vivificazione. La Fig. 1 mostra una batimetria aggiornata all'anno 2011 delle Valli di Comacchio. Sulla mappa è riportata la posizione delle stazioni storiche di monitoraggio biologico. La raccolta del macrobenthos è sempre stata effettuata mediante una benna di Van Veen (volume di prelievo: 4 litri), prelevando tre repliche per ogni punto-stazione. Ogni campione, dopo essere stato lavato e filtrato con un setaccio di 500 micron di maglia, viene messo in un contenitore da 1000 ml dopo fissaggio con una soluzione di formalina all'8%. In laboratorio si procede al conteggio ed al riconoscimento tassonomico al livello della specie degli organismi campionati. Campioni di sedimento sono stati prelevati a varie date con carote in plexiglass del diametro di 5 cm. La profondità dello strato ossidato (Redox Potential Discontinuity Layer, RPD) è stata immediatamente misurata in situ. Per le analisi di laboratorio sono stati seguiti protocolli standard, utilizzando il metodo colorimetrico di HARTREE (1972) per la determinazione del contenuto proteico, il metodo di GERHACOF & HATCHER (1972), per i carboidrati, il metodo di BLIGH & DYER (1959) per i lipidi, il metodo di LORENZ & JEFFREY (1980) per l'analisi della clorofilla. La tessitura granulometrica è stata analizzata secondo FOLK (1980), mentre il contenuto di sostanza organica mediante Loss On

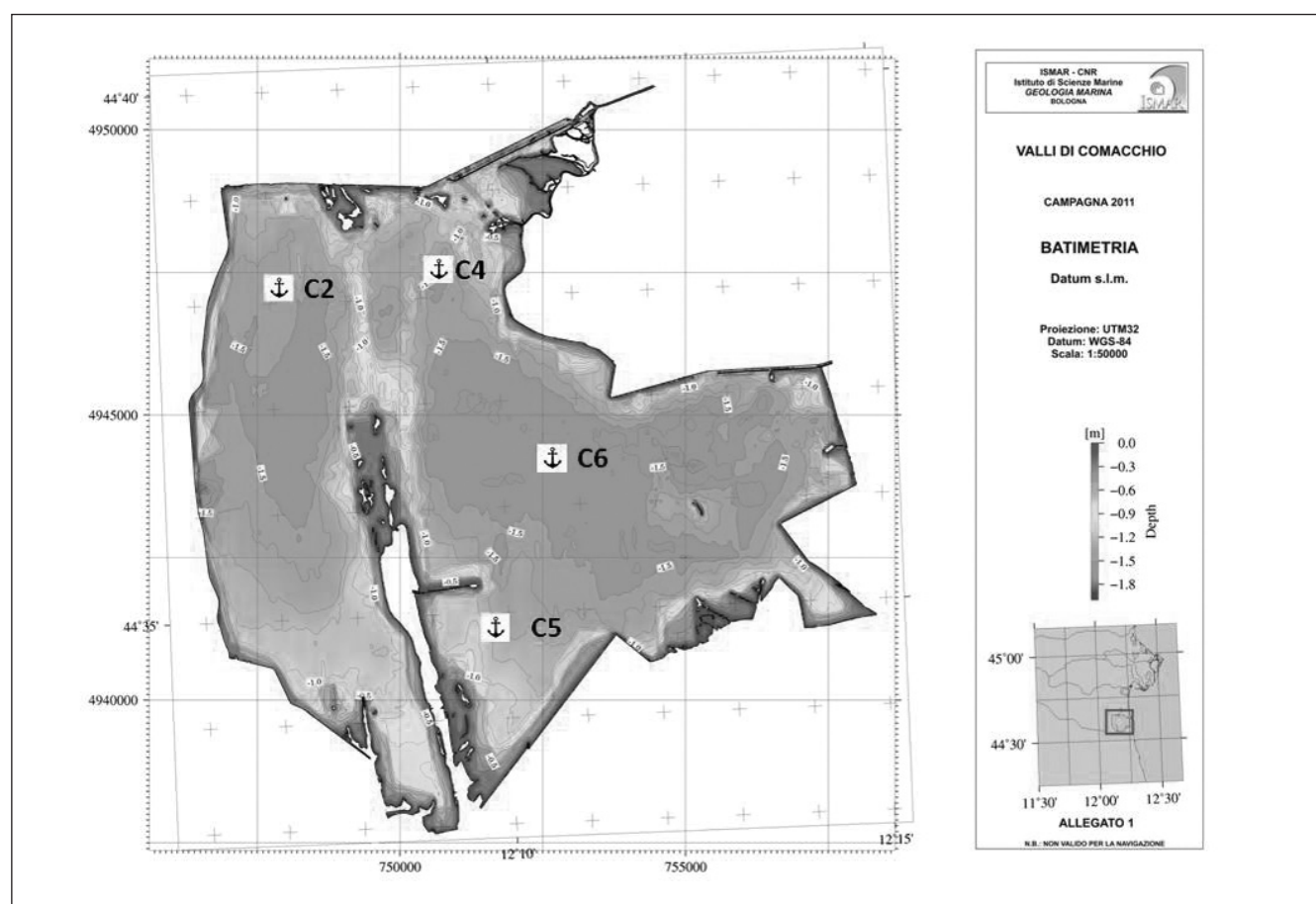


Fig. 1. Stazioni di monitoraggio per la fauna macrobentonica (profondità riferite allo 0 mare).

Ignition (LOI), trattando i sedimenti per 48 h a 100°C e per 4 h a 450°C (CRISP, 1984).

La serie (dal 1996 al 2015) di dati relativa alla comunità macrobentonica è stata dunque analizzata mediante indici strutturali calcolati sulla matrice di specie/abbondanza delle repliche dei campioni. Gli indici univariati (cioè che restituiscono l'informazione estratta dalla matrice biotica in formato alfanumerico) utilizzati sono: numero totale di taxa nel campione (S), densità totale di individui nel campione (N), indice di ricchezza specifica di Margalef (misurata dal numero di specie sul totale degli individui presenti, d), evenness di Pielou (indicativa della equiripartizione degli individui tra le specie, J'), e l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H'), l'indice più comunemente usato e che contiene una misura della diversità dei taxa presenti, considerando sia la ricchezza specifica in taxa che le abbondanze. Le possibili differenze tra i valori dei parametri descrittivi di comunità tra le quattro stazioni sono state indagate mediante analisi della varianza (ANOVA) ad una via. I valori degli indici univariati sono stati testati per la omoscedasticità, e la loro distribuzione è stata normalizzata mediante la trasformazione $\ln(x+1)$. Le eventuali differenze sono state indagate mediante un test *post-hoc* Tukey's HDS.

Le eventuali differenze strutturali (di composizione tassonomica e di abbondanza) all'interno delle comunità macrobentoniche alle quattro stazioni sono state studiate mediante analisi statistica multivariata, usando quale tecnica di ordinamento il Multidimensional Scaling non parametrico (nMDS). Questa tecnica statistica consiste nell'adattare su un piano bidimensionale la disposizione dei campioni che meglio rispecchia il vero grado di reciproca similarità. Questo tipo di rappresentazione si ottiene tramite l'applicazione di un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la minore distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti campione su un più semplice piano bidimensionale. Per configurare con maggiore successo le relazioni tra i campioni col metodo dell'nMDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in matrice di similarità per ranghi, nella quale viene assegnato un valore progressivo a ciascun valore dell'indice ottenuto, per cui il valore uno viene dato al valore di similarità più alto, due al successivo e così via. La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le $n-1$ dimensioni richieste teoricamente per n campioni è indicato dal valore di stress. L'analisi statistica multivariata è stata ulteriormente approfondita mediante analisi permutazionale della varianza (PERMANOVA) eseguita sull'intera comunità delle quattro stazioni. Tutte le analisi statistiche sono state eseguite mediante il software PRIMER v6 (CLARKE & GORLEY, 2006).

Infine, lo stato ecologico di qualità nel lungo periodo è stato valutato, come richiesto dalla vigente normativa (DL 260/10) mediante l'utilizzo dell'indice M-AMBI (MUXIKA *et al.*, 2007). Si rammenta che, nonostante la Direttiva 2000/60/EC preveda l'utilizzo di 5 classi di qualità ecologica (High, Good, Moderate, Poor, Bad), ai fini della gestione dell'ambiente l'unico valore dell'indice veramente importante (rapporto di qualità ecologica, RQE = 0.71) è quello che demarca il limite tra le classi di qualità Moderate (Sufficiente nel DL 260/10) e Good (Buono

nel DL 260/10): se la qualità ecologica è inferiore a Good è necessario intervenire per risanare il corpo idrico, mentre se la qualità ecologica è uguale o superiore a Good non sarà necessario intervenire (2000/60/EC).

RISULTATI

Le caratteristiche di ciascun sito di monitoraggio (periodo di riferimento 2013) sono riportate nella tab. 1. I valori medi, assieme alla deviazione standard, delle caratteristiche trofiche sedimentarie (contenuto percentuale in sostanza organica analizzato come LOI, proteine, lipidi, carboidrati e clorofilla-a microbentonica, calcolati sul peso secco (DW) monitorati a varie date presso i 4 siti, sono riportati nella tab. 2. La Fig. 2 mostra invece i valori per il periodo di riferimento 2000-2003 (Fig. 2a) e 2012-2013 (Fig. 2b) della profondità dello strato ossidato (RPDL) sedimentario ai quattro siti di monitoraggio. È evidente come la profondità dello strato ossidato sia sensibilmente diminuita a tutte le stazioni, indice di un peggioramento delle condizioni del sedimento.

Complessivamente, nei quasi 20 anni di indagine, sono stati ritrovati 157 taxa. Di questi, 92 taxa (58.6% del totale) appartengono al phylum degli Annelida, 31 (19.7%) ai Crustacea, 14 (8.9%) ai Mollusca, 10 (6.4%) ai Nemertea, 5 (3.2%) agli Cnidaria, e 1 (0.6%) rispettivamente a Turbellaria, Sipuncula,

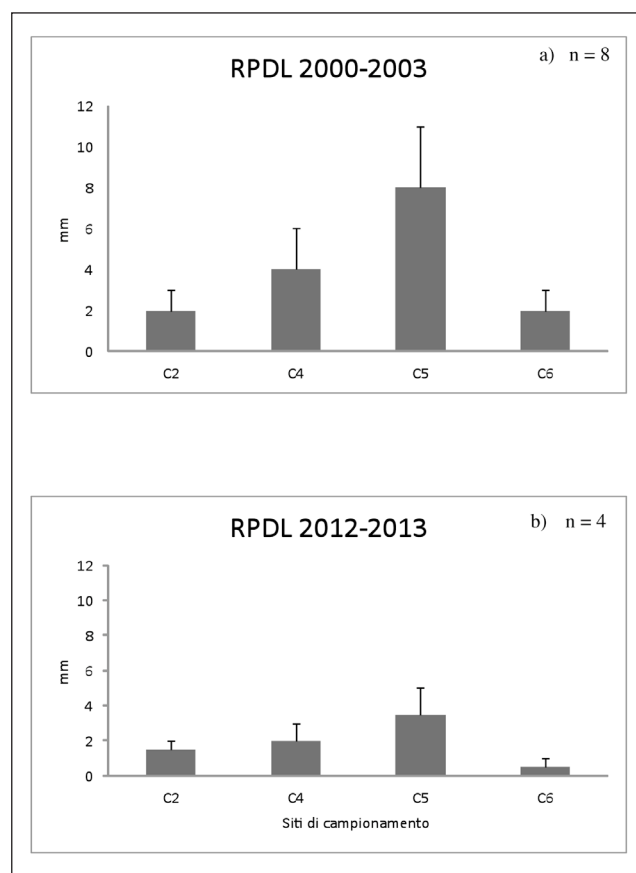


Fig. 2. Profondità (valore medio e deviazione standard) del RPDL.

SITO	COORDINATE	PROFONDITÀ Z		WENTWORTH (%)	
		(m)	Sabbia	Limo	Argilla
C2	44°36.949'N, 12°07.377'E	-0.9	8	25.25	66.75
C4	44°38.472'N, 12°09.249'E	-1.2	4.78	30.59	64.63
C5	44°33.875'N, 12°10.248'E	-0.9	6.88	26.94	66.18
C6	44°36.101'N, 12°12.725'E	-1.2	3.88	28.62	67.5

Tab. 1. Caratteristiche dei siti di monitoraggio.

SITO		LOI	PROTEINE	LIPIDI	CARBOIDRATI	CHL-A
		(% DW)	(μgr/gDW)	(μgr/gDW)	(μgr/gDW)	(μgr/gDW)
C2	avg	17.138	0.022	0.022	0.012	3.130
	ds	2.926	0.007	0.007	0.004	0.837
C4	avg	13.944	0.030	0.028	0.016	3.015
	ds	3.574	0.005	0.007	0.005	0.945
C5	avg	11.786	0.033	0.031	0.017	3.121
	ds	2.882	0.006	0.006	0.005	0.390
C6	avg	14.481	0.029	0.027	0.015	2.663
	ds	4.155	0.009	0.006	0.005	0.584

Tab. 2. Caratteristiche trofiche sedimentarie dei siti di monitoraggio (N=4).

Insecta, Echinodermata e Tunicata. La maggioranza di questi taxa, tuttavia, sono specie rare, presenti saltuariamente e con abbondanze inferiori allo 0.1% del totale. I taxa maggiormente rappresentativi (costituenti cioè il 92.5% dell'abbondanza complessiva sul lungo periodo) sono 13: *Corophium insidiosum* (34.7% dell'abbondanza totale), *Streblospio shrubsolei* (14.1%), Tubificidae sp. (7.8%), *Hydroides dianthus* (7.5%), *Corophium*

orientale (6.2%), Syllidae sp. (6.1%), *Neanthes succinea* (3.8%), *Chironomus salinarius* (3%), *Armandia cirrhosa* (2.4%), *Polydora ciliata* (1.9%), *Capitella capitata* (1.7%), *Cerastoderma glaucum* (1.6%), *Heteromastus filiformis* (1.5%). I restanti 144 taxa si ripartiscono il 7.5% dell'abbondanza totale. L'Appendice 1 riporta la lista tassonomica delle specie trovate nei 20 anni di indagine.

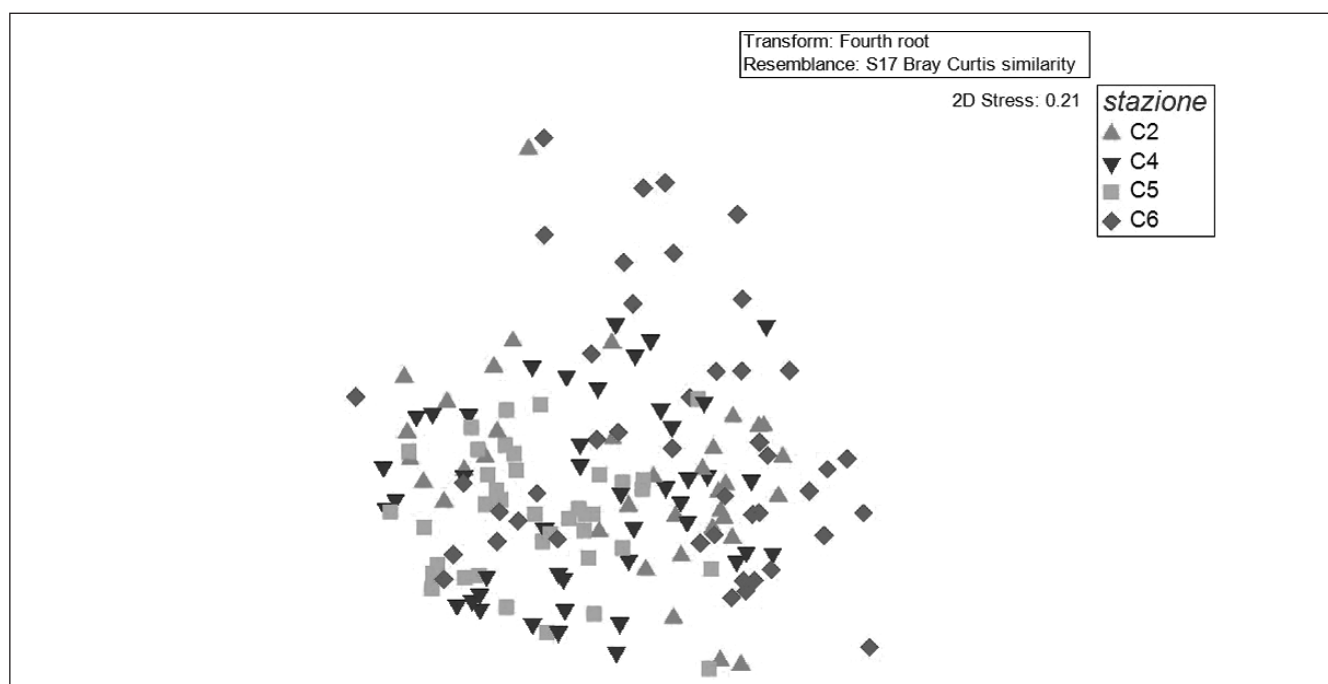


Fig. 3. Ordinamento delle comunità delle quattro stazioni mediante nMDS.

	C2	C5	C4	C6
<i>Numero di taxa (S)</i>				
AVG	11.06	16.44	13.70	8.30
SD	5.06	5.46	7.40	5.85
<i>Ricchezza specifica (d)</i>				
AVG	1.24	1.70	1.38	0.90
SD	0.49	0.57	0.68	0.57
<i>Evenness (J')</i>				
AVG	0.60	0.60	0.50	0.61
SD	0.19	0.14	0.17	0.20
<i>Diversità (H')</i>				
AVG	1.95	2.40	1.75	1.64
SD	0.65	0.70	0.67	0.69

Tab. 3. Valori medi (AVG) e deviazione standard (SD) dei parametri descrittivi di comunità (N=44).

		SS	df	MS	F	P
ln S	Intercetta	979.98	1	979.98	4431.47	0.001
	stn	11.86	3	3.95	17.88	0.001
	Errore	35.16	159	0.22		
ln d	Intercetta	102.57	1	102.57	1635.09	0.001
	stn	2.93	3	0.98	15.58	0.001
	Errore	9.97	159	0.06		
ln J'	Intercetta	32.50	1	32.50	2529.72	0.001
	stn	0.15	3	0.05	3.77	0.012
	Errore	2.04	159	0.01		
ln H'	Intercetta	176.45	1	176.45	2945.71	0.001
	stn	1.64	3	0.55	9.11	0.001
	Errore	9.52	159	0.06		

Tab. 4. Risultati ANOVA.

		C2	C4	C6
ln S	C4	0.478		
	C6	0.009	0.001	
	C5	0.001	0.073	0.001
ln d	C4	0.839		
	C6	0.007	0.001	
	C5	0.006	0.046	0.001
ln J'	C4	0.065		
	C6	0.995	0.022	
	C5	0.996	0.030	1.000
ln H'	C4	0.468		
	C6	0.126	0.864	
	C5	0.050	0.001	0.001

Tab. 5. Tukey's HSD test.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
stn	3	29759	9919,7	4,6535	0,0001
Res	159	3,39E+05	2131,7		
Total	162	3,69E+05			

Tab. 6. Risultati della PERMANOVA.

Nella tab. 3 vengono riportati i valori medi dei parametri descrittivi di comunità. La Tab. 4 riporta i risultati dell'ANOVA eseguita per identificare le possibili differenze tra i valori dei parametri descrittivi di comunità tra le quattro stazioni. Dal momento che risultano differenze statisticamente significative tra le quattro stazioni, è stato effettuato un test post-hoc (Tukey's HSD test) per definire quali stazioni differissero. La Tab. 5 riporta i risultati del test. Le stazioni C2 ($Z=0.9$) e C4 ($Z=1.2$), nel settore settentrionale delle Valli, non differiscono significativamente per alcun parametro descrittore. La stazione C5 ($Z=0.9$), nel settore meridionale ed in prossimità del sifone Reno, si caratterizza per i più elevati valori di tutti i parametri descrittivi di comunità, e risulta significativamente meglio strutturata rispetto a tutte le altre stazioni. La stazione C6 ($Z=1.2$), al contrario, risulta la peggio strutturata, a causa dell'elevato grado di confinamento dagli ingressi d'acqua (continentale o marina) cui è soggetta.

La Fig. 3 mostra il diagramma di ordinamento tramite nMDS ottenuto per le quattro stazioni. Il diagramma mostra chiaramente come i punti stazione di C2, C4, C5 e buona parte di C6 costituiscano una unica nuvola sul piano. Alcuni punti stazione relativi a C6 si discostano parzialmente, segregando in posizione più marginale. Ciò significa che le comunità macrobentoniche delle quattro stazioni, ed in particolare quelle che vivono in C2, C4 e C5, non presentano macroscopiche differenze in termini strutturali tra di loro. In altri termini, è estremamente complicato distinguere la comunità di un sito a profondità minore (C2, C5) da quella di un sito a profondità maggiore (C4, C6) sulla base della struttura (abbondanza e composizione tassonomica). I siti, indipendentemente dalla profondità, ospitano, in generale, la stessa comunità. Dal momento che i punti stazione nell'nMDS risultano dispersi su un'ampia area del tracciato di ordinamento, l'analisi statistica multivariata è stata ulteriormente approfondita mediante PERMANOVA. La Tab. 6 riporta i risultati della PERMANOVA ad una via, considerando il fattore stazione (*stn*). Il P permutazionale risulta significativo ($P=0.001$), indicando delle differenze nella struttura di comunità tra le quattro stazioni. Pur nel quadro di generale omogeneità evidenziato nell'nMDS, è evidente, per esempio, che i punti stazione allocati nel plot in alto a destra della Fig. 3 presentano delle differenze strutturali rispetto a quelli allocati in basso a sinistra.

La Fig. 4 riporta il valore dell'indice di qualità ecologica M-AMBI alle quattro stazioni calcolato per il periodo 1996-2015: la linea ispessita mostra il limite ($RQE = 0.71$) tra la classe di qualità Sufficiente (Moderate) e la classe di qualità Buono (Good). L'andamento temporale nel lungo periodo di M-AMBI mostra come da oltre un decennio la qualità ecologica delle quattro stazioni considerate sia sempre al disotto del limite Sufficiente/Buono. La Tab. 7 riassume le frequenze percentuali

	High	Good	Moderate	Poor	Bad
C2	0	16,7	27,8	33,3	22,2
C4	0	20,5	27,3	15,9	36,4
C5	0	30,8	41,0	17,9	10,3
C6	0	4,5	15,9	25,0	54,5

Tab. 7. Frequenze percentuali di stato di qualità ecologica.

di stato di qualità ecologica a ciascuna stazione per il periodo considerato (1996-2015).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Le Valli di Comacchio costituiscono il principale ambiente di transizione di tipo chiuso ("choked") nel nostro Paese, con ridotti scambi idrici regolati dall'uomo, e caratterizzato da forti escursioni di temperatura e salinità. Questi fattori, compreso il disturbo antropico, hanno portato ad una drastica selezione delle biocenosi sia vegetali che animali. Si tratta di zone da sempre sede di un'intensa attività economica, in particolare di acquacoltura e piscicoltura, che hanno in parte contribuito a compromettere questo ambiente (MUNARI & MISTRI, 2014),

tanto da renderlo ipereutrofico, soggetto a crisi distrofiche e caratterizzato da intense e frequenti fioriture di ficocianobatteri, quali *Aphanothece* e *Synechococcus*. Tali eventi determinano perturbazioni nella funzionalità di questo sistema vallivo e risultano essere particolarmente negativi per la componente animale bentonica (MISTRI, 2002; MUNARI *et al.*, 2005; MUNARI & MISTRI, 2012).

I monitoraggi della macrofauna bentonica nelle Valli sono iniziati alla fine del 1996, e, seppur con cadenza irregolare, sono proseguiti fino al 2015. Questa importante serie di dati di lungo periodo (una delle poche a livello nazionale su dati di macrofauna bentonica) ha consentito un'analisi quanto mai organica dei cambiamenti intervenuti nelle condizioni ambientali delle Valli. Le metodiche per ricavare tali informazioni sono varie e l'una complementare dell'altra: metodi univariati (analisi dell'abbondanza, della ricchezza specifica, della diversità) e metodi multivariati (analisi di ordinamento spaziale per definire l'eventuale direzionalità e/o ciclicità del susseguirsi delle comunità in ciascuna stazione). Il quadro che se ne ricava è di estremo interesse. Per ciascuna delle quattro stazioni, gli eventi locali (grado di confinamento, variazioni stagionali di parametri mesologici, ecc) sono quanto mai importanti nella definizione della struttura di comunità macrobentoniche. Tuttavia, questi eventi locali espletano la loro azione su di un "sottofondo", un background di disturbo più generalizzato che interessa l'intero bacino delle Valli di Comacchio. Questo livello di background

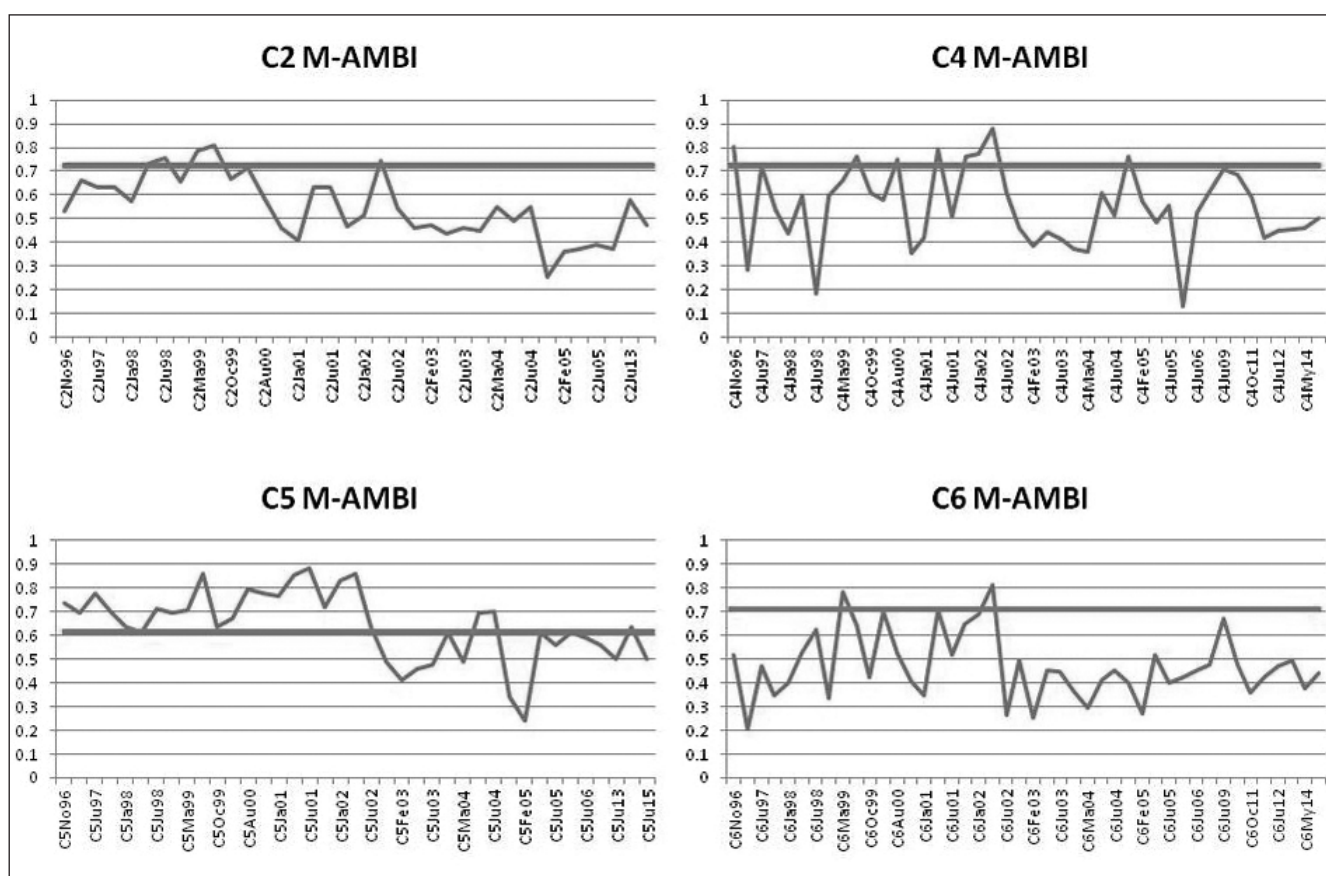


Fig. 4. Andamento dello stato di qualità ecologica dal 1996 al 2015. La linea ispessita indica la demarcazione tra qualità soddisfacente (>0.71) e qualità insoddisfacente (<0.71) ai sensi della legge in vigore (DL260/10).



Fig. 5. Margine NW delle Valli, argine Agosta, casone e idrovora Fosse: ben evidente lo stato di ipertrofia delle acque vallive (acque verdi) rispetto alla acque del Canale Fosse Foce (acque blu).

di disturbo è riconducibile a: 1) scarso ricambio idrico, in particolar modo di acque continentali; 2) scarsa circolazione delle acque all'interno dei bacini (la circolazione è fondamentalmente soggetta esclusivamente all'azione eolica); 3) generale scarsa qualità delle acque in entrata, ricche di nutrienti che favoriscono le fioriture fitoplanctoniche; 4) variazioni di alcuni parametri ambientali eccessivamente ampie, per esempio la salinità (le Valli sono un bacino evaporitico, con punte estive di salinità superiori a 50 psu); 5) elevati livelli di torbidità della colonna d'acqua, causati da fioriture fitoplanctoniche. Quest'ultimo fattore, si badi bene di natura organica, da un lato impedisce la ripresa delle praterie di fanerogame (es. *Ruppia*), oggi confinate allo status di relitto in alcune zone adiacenti agli argini ma che 40 anni fa ricoprivano completamente i fondali delle Valli (la presenza di praterie di fanerogame è indice di buona qualità ambientale); dall'altro, a causa degli elevati tempi di ritenzione idrica, implementa l'arricchimento organico della matrice sedimentaria, con conseguente shift del metabolismo sedimentario da aerobico ad anaerobico, e produzione di solfuro di idrogeno ed ammoniaca (composti, questi, entrambi tossici per la componente biotica che vive nei sedimenti e che quindi ne determinano un generale impoverimento). Infatti, se da un lato è difficile evidenziare una direzionalità nella successione delle specie animali che strutturano ciascuna comunità, d'altro canto le cosiddette specie "r selezionate" (fondamentalmente policheti di piccole dimensioni), quelle cioè tipiche di ambienti

fortemente impattati, pesantemente disturbati, evidenziano un trend crescente rispetto al totale delle specie presenti in ciascuna delle quattro comunità analizzate nel lungo periodo. Questo significa che, pur avendo assistito a momenti di parziale ripresa della comunità (momenti tuttavia estremamente localizzati, circoscritti su scala temporale, e fondamentalmente riconducibili esclusivamente alla officiosità del Canale Gobbino), l'andamento generale sul lungo periodo è negativo. Le comunità macrobentoniche sono sempre più dominate da organismi opportunisti, organismi cioè in grado di colonizzare e prosperare in ambienti fortemente disturbati. Non è, inoltre, casuale il fatto che, pur comunque in una situazione di generale degrado, le comunità meglio strutturate siano quelle della stazione C5 (più prossima ai sifoni del Reno).

I sedimenti della quattro stazioni sono risultati fortemente arricchiti in sostanza organica e presentano una profondità dello strato redox minima (spesso inferiore al millimetro). Lo strato immediatamente subsuperficiale dei sedimenti è nerastro con forte odore di solfuro. Si deduce che il metabolismo sedimentario in tutte le quattro stazioni è spesso di tipo anaerobico. Sebbene il potenziale di ossidoriduzione non sia considerato da nessuna normativa per la determinazione della qualità ambientale dei sedimenti, esso è relazionato a vari processi fisici, chimici e biologici che avvengono all'interno del sedimento e fornisce un'importante informazione sulla condizione di anossia. In particolare, è di fondamentale importanza conoscere il

potenziale di ossido-riduzione nei primi strati di sedimento (0-20 mm) in quanto le condizioni di elevata distrofia si verificano quando anche lo strato più superficiale del sedimento risulta ipossico o anossico. Una misurazione semplificata dello stato di ossidazione dei sedimenti può essere condotta attraverso la determinazione della profondità dello strato di discontinuità (RPDL) rilevabile osservando il cambiamento di colore del sedimento che passa da condizioni ossiche (colore chiaro) a condizioni anossiche (colore scuro). Quanto più questo strato risulta più vicino alla superficie tanto più sono da considerarsi critiche le condizioni di ossigenazione del sedimento. I processi connessi alla decomposizione della materia organica, avvengono ciascuno in un determinato intervallo di condizioni redox, ed i loro prodotti influenzano lo stato chimico-fisico e il comportamento degli elementi maggiori. Nel livello superficiale del sedimento, la degradazione della materia organica comporta un consumo di ossigeno, mentre più in profondità essa procede utilizzando, in successione, altri agenti ossidanti. L'impoverimento dell'ossigeno nell'acqua superficiale e il suo continuo consumo nel sedimento produce l'instaurarsi in quest'ultimo di condizioni ridotte che interessano strati sempre più prossimi all'interfaccia con l'acqua sovrastante. Questi dati relativi all'arricchimento organico sedimentario (conseguente ai processi che hanno luogo nella colonna d'acqua) mostrano come nel periodo di riferimento i fondali di tutte quattro le stazioni fossero caratterizzati da elevate concentrazioni di sostanza organica, indice di ipertrofia del sistema lagunare.

Com'è noto i sedimenti lagunari svolgono un ruolo di serbatoio/sorgente di composti organici ed inorganici che intervengono nei processi biogeochimici influenzando gli equilibri all'interno dell'ecosistema. In conseguenza di ciò la conoscenza delle caratteristiche geochimiche dei sedimenti è di notevole importanza per definire la qualità di un sistema ambientale. Ad esempio il contenuto in sostanza organica nei sedimenti, in quanto espressione della domanda di ossigeno da parte del biota, è ritenuto un parametro fondamentale nella valutazione della qualità dei sistemi di transizione. Questi dati relativi all'arricchimento organico sedimentario (conseguente ai processi che hanno luogo nella colonna d'acqua) mostrano come nel periodo di riferimento i fondali di tutte quattro le stazioni fossero caratterizzati da elevate concentrazioni di sostanza organica, indice di ipertrofia del sistema lagunare.

Complessivamente, nei quasi 20 anni di indagine, sono stati rinvenuti oltre 150 taxa bentonici. Di questi solo alcuni risultano numericamente dominanti. Si evincono differenze spazio-temporali nella composizione tassonomica della comunità macrobentonica, ma le differenze non dipendono dalla profondità, bensì dalla vivificazione ottenibile migliorando l'afflusso di acque marine. Dal punto di vista trofico, la comunità è dominata da organismi detritivori e limivori. I filtratori sono quasi sempre molto scarsi, suggerendo un disaccoppiamento tra il comparto bentonico e quello planctonico. Ciò potrebbe favorire l'accumulo di sostanza organica nei sedimenti. L'analisi dei parametri descrittivi di comunità (numero di specie, ricchezza specifica, evenness e diversità) mostra che le stazioni C2 ($Z=0.9$) e C4 ($Z=1.2$), nel settore settentrionale

delle Valli, pur presentando differenti profondità non differiscono significativamente per alcun parametro descrittore della biodiversità. La stazione C5 ($Z=0.9$), nel settore meridionale ed in prossimità del sifone Reno, si caratterizza per i più elevati valori di tutti i parametri descrittivi di comunità, e risulta significativamente meglio strutturata rispetto a tutte le altre stazioni. La stazione C6 ($Z=1.2$), al contrario, risulta la peggio strutturata a causa dell'elevato grado di confinamento cui è soggetta. L'analisi multivariata (ordinamento mediante nMDS sulle matrici di similarità calcolate tramite coefficiente di Bray-Curtis) conferma l'esistenza di differenze spazio-temporali nella struttura delle comunità alle quattro stazioni, ma non delinea alcun pattern netto. E' estremamente complicato distinguere la comunità di un sito a profondità minore (C2, C5) da quella di un sito a profondità maggiore (C4, C6) sulla base della struttura (abbondanza e composizione tassonomica). I siti, indipendentemente dalla profondità, ospitano, in generale, la stessa comunità. In altri termini, nelle Valli di Comacchio la struttura della comunità macrobentonica è prevedibile, indipendentemente dal sito. E' invece presente una certa variabilità spazio-temporale tra differenti siti in quanto soggetti a condizioni microambientali che possono, a volte, differire (es. un certo sito può essere soggetto ad ingresso di acque marine o di acque dolci). Complessivamente, la qualità ecologica delle Valli risulta insoddisfacente ai sensi del DL 260/10 nell'83.3% dei casi per la stazione C2 ($Z=0.9$ m), nel 79.5% dei casi per la stazione C4 ($Z=1.2$ m), nel 69.2% dei casi per la stazione C5 ($Z=0.9$ m), e nel 95.5% dei casi per la stazione C6 ($Z=1.2$ m). Lo stato di criticità ambientale in cui versano le Valli di Comacchio è ben riassunto dagli zeri nella colonna relativa allo stato di qualità ecologica High (Elevato), e dalla bassa frequenza nella colonna Good (Buono) riportati nella Tab. 7. Non si ravvisano differenze di qualità ecologica che possano essere ascritte a differenze di profondità. La qualità ecologica anche in questo caso è funzione del grado di confinamento che le stazioni presentano: quelle maggiormente soggette ad un qualche tipo di ricambio idrico (es C5) mostrano condizioni leggermente migliori (stato Buono nel 30.8% dei casi); quelle maggiormente confinate (es C6) mostrano condizioni peggiori (stato Buono nel 4.5% dei casi).

La struttura e composizione della fauna macrobentonica valliva dipende dall'eccessiva eutrofizzazione (Fig. 5), dal disaccoppiamento plancton-benthos e dalla gestione idraulica delle Valli, che ne fa un bacino evaporitico: l'habitat bentonico vallivo risulta quindi estremamente banalizzato e di scarsa qualità ecologica.

BIBLIOGRAFIA

- BLIGH E.G. & DYER W.J., 1959 - A rapid method for totallipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37, 911-917.
- CLARKE K.R. & GORLEY R.N., 2006 - *PRIMER v6: user manual tutorial*. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK, p. 190.
- COLOMBO, G. 1972 Primi risultati delle ricerche sulle residue Valli di Comacchio e piani delle ricerche future. *Bollettino di Zoologia*, 39, 471-478.
- CRISP D. J., 1984 - Energy flow measurements. In: N. A. HOLME &

- A. D. MCLNTYRE (eds), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 284-372.
- FOLK R.L., 1980 - *Petrology and sedimentary rocks*. Hemphill Press, Austin, Texas, p. 184.
- GERCHAKOV S.M, 6 HATCHER P.J., 1972 - Improved technique for analysis of carbohydrates in sediments. *Limnology and Oceanography*, 17, 938-943.
- HARTREE E.F., 1972 - Determination of protein: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Analytical Biochemistry*, 48, 422-427
- LORENZEN C.J. & JEFFREY S.W., 1980 - Determination of chlorophyll in a sea water *UNESCO Technical Papers in Marine Science*, 35, 1-20.
- MISTRI M., 2012 - 15. Il Delta del Po. In: BERTONE R., *La Rete Italiana per la Ricerca a Lungo Termine (LTER-Italia)*, Aracne Ed., Roma, pp. 163-168.
- MISTRI M., 2002 - Persistence of benthic communities: a case study from the Valli di Comacchio, a Northern Adriatic lagoonal ecosystem (Italy). *ICES Journal of Marine Science*, 59, 314-322.
- MUNARI C. & MISTRI M., 2014 - Traditional management of lagoons for fishery can be inconsistent with restoration purposes. *Chemistry and Ecology*, 30, 653-665.
- MUNARI C. & MISTRI M., 2012 - Ecological status assessment and response of benthic communities to environmental variability: The Valli di Comacchio as a study case. *Marine Environmental Research*, 81, 53-61.
- MUNARI C., ROSSI R. 6 MISTRI M., 2005 - Temporal trends in macrobenthic community structure and redundancy in a shallow coastal lagoon (Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, 550, 95-104.
- MUXIKA I., BORJA A. & BALD J., 2007 - Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 16-29.

Appendice 1

Lista faunistica dei taxa rinvenuti presso le quattro stazioni permenenti nelle Valli di Comacchio.

Cnidaria	<i>Aiptasia</i> sp.	Gosse, 1858
Cnidaria	<i>Actinia</i> sp.	Linnaeus, 1767
Cnidaria	<i>Cereus pedunculatus</i>	(Pennant, 1777)
Cnidaria	<i>Capnea sanguinea</i>	Forbes, 1841
Cnidaria	<i>Calliactis parasitica</i>	(Couch, 1842)
Turbellaria	Polycladida n.d.	Lang, 1884
Nemertea	<i>Tetrastemma coronatum</i>	(Quatrefages, 1846)
Nemertea	<i>Lineus viridis</i>	(Muller, 1744)
Nemertea	<i>Poseidonemertes</i> sp.	Kirsteuer, 1967
Nemertea	<i>Amphiporus bioculatus</i>	McIntosh, 1874
Nemertea	<i>Amphiporus lactifloreus</i>	Johnston, 1828
Nemertea	<i>Valencinia longirostris</i>	Quatrefages, 1846
Nemertea	<i>Cerebratulus</i> sp.	Renier, 1804
Nemertea	<i>Nipponemertes pulchra</i>	Johnston, 1837
Nemertea	<i>Enopla</i> sp.	Schultze, 1851
Nemertea	<i>Micrura scotica</i>	Stephenson, 1911
Mollusca	Caudofoveata n.d.	C.R. Boettger, 1956
Mollusca	<i>Ecrobia ventrosa</i>	(Montagu, 1803)
Mollusca	<i>Tritia neritea</i>	Linnaeus, 1758
Mollusca	<i>Retusa truncatula</i>	Bruguiere, 1792
Mollusca	<i>Haminoea navicula</i>	(da Costa, 1778)
Mollusca	<i>Parthenina monterosatii</i>	(Clessin, 1900)
Mollusca	<i>Gibbula adriatica</i>	(Philippi, 1844)
Mollusca	<i>Abra alba</i>	(W. Wood, 1802)
Mollusca	<i>Abra segmentum</i>	(Recluz, 1843)
Mollusca	<i>Scrobicularia plana</i>	(da Costa, 1778)
Mollusca	<i>Cerastoderma glaucum</i>	(Bruguiere, 1789)
Mollusca	<i>Tellina</i> sp.	Linnaeus, 1758
Mollusca	<i>Arcuatula senhousia</i>	(Benson, 1842)
Mollusca	<i>Loripes lacteus</i>	(Linnaeus, 1758)
Annelida	<i>Malacoceros fuliginosus</i>	(Claparede, 1870)
Annelida	<i>Polydora ciliata</i>	(Johnston, 1838)
Annelida	<i>Spio decoratus</i>	Bobretzky, 1870
Annelida	<i>Polydora cornuta</i>	Bosc, 1802
Annelida	<i>Spio filicornis</i>	(Muller, 1776)
Annelida	<i>Spio multioculata</i>	(Rioja, 1918)
Annelida	<i>Prionospio cirrifera</i>	Wiren, 1883
Annelida	<i>Prionospio fallax</i>	Soderstrom, 1920
Annelida	<i>Streblospio shrubsolii</i>	(Buchanan, 1890)
Annelida	Cirratulidae n.d.	Carus, 1863
Annelida	<i>Cirratulus cirratus</i>	(O. F. Muller, 1776)
Annelida	<i>Cirriformia tentaculata</i>	(Montagu, 1808)

Annelida	<i>Kirkegaardia dorsobranchialis</i>	(Kirkegaard, 1959)
Annelida	<i>Caulleriella bioculata</i>	(Keferstein, 1862)
Annelida	<i>Capitella capitata</i>	(Fabricius, 1780)
Annelida	Capitellidae n.d.	Grube, 1862
Annelida	<i>Capitella minima</i>	(Langerhans, 1881)
Annelida	<i>Heteromastus filiformis</i>	(Claparede, 1864)
Annelida	<i>Mediomastus capensis</i>	Day, 1961
Annelida	<i>Peresiella clymenoides</i>	Harmelin, 1968
Annelida	<i>Axiiothella constricta</i>	(Claparede, 1869)
Annelida	<i>Micromaldane ornithochaeta</i>	Mesnil, 1897
Annelida	<i>Armandia cirrhosa</i>	Filippi, 1861
Annelida	<i>Cossura soyeri</i>	Laubier, 1964
Annelida	<i>Levinsonia gracilis</i>	(Tauber, 1879)
Annelida	<i>Paradoneis ilvana</i>	Castelli, 1985
Annelida	<i>Protoaricia oerstedii</i>	(Claparede, 1864)
Annelida	<i>Galathowenia oculata</i>	(Zachs, 1923)
Annelida	<i>Magelona</i> sp.	F. Muller, 1858
Annelida	<i>Phyllodoce lineata</i>	(Claparede, 1870)
Annelida	<i>Phyllodoce</i> sp.	Lamarck, 1818
Annelida	<i>Phyllodoce pusilla</i>	(Claparede, 1870)
Annelida	<i>Phyllodoce mucosa</i>	Orsted, 1843
Annelida	<i>Phyllodoce schamardaei</i>	Day, 1963
Annelida	<i>Phyllodoce madeirensis</i>	Langerhans, 1880
Annelida	<i>Phyllodoce albovittata</i>	Grube, 1860
Annelida	<i>Phyllodoce laminosa</i>	Savigny in Lamarck, 1818
Annelida	<i>Eulalia</i> sp.	Savigny, 1822
Annelida	<i>Podarkeopsis capensis</i>	(Day, 1963)
Annelida	<i>Oxydromus pallidus</i>	Claparede, 1864
Annelida	<i>Oxydromus flexuosus</i>	(Delle Chiaje, 1827)
Annelida	<i>Ancistrosyllis groenlandica</i>	McIntosh, 1878
Annelida	Nereididae n.d.	Blainville, 1818
Annelida	<i>Websterinereis glauca</i>	(Claparede, 1870)
Annelida	<i>Platynereis dumerilii</i>	Audouin & Milne Edwards, 1834
Annelida	<i>Perinereis cultrifera</i>	(Grube, 1840)
Annelida	<i>Hediste diversicolor</i>	(O.F. Muller, 1776)
Annelida	<i>Alitta succinea</i>	(Leuckart, 1847)
Annelida	<i>Hydroides dianthus</i>	(Verrill, 1873)
Annelida	<i>Serpula concharum</i>	Langerhans, 1880
Annelida	<i>Serpula vermicularis</i>	Linnaeus, 1767
Annelida	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	(Fauvel, 1923)
Annelida	<i>Apomatus similis</i>	Marion & Bobretzky, 1875
Annelida	<i>Spirobranchus triqueter</i>	(Linnaeus, 1758)
Annelida	<i>Filograna implexa</i>	Berkeley, 1835
Annelida	<i>Amphiglena mediterranea</i>	(Leydig, 1851)
Annelida	<i>Terebella lapidaria</i>	Linnaeus, 1767

Annelida	<i>Amphitritides gracilis</i>	(Grube, 1860)
Annelida	<i>Polycirrus</i> sp.	Grube, 1850
Annelida	<i>Lysidice unicornis</i>	(Grube, 1840)
Annelida	<i>Eunice</i> sp.	Rafinesque, 1815
Annelida	<i>Eunice vittata</i>	(Delle Chiaje, 1828)
Annelida	<i>Lysidice ninetta</i>	Audouin & Milne Edwards, 1833
Annelida	<i>Eumida sanguinea</i>	(Orsted, 1843)
Annelida	Syllidae n.d.	Grube, 1850
Annelida	<i>Syllis gracilis</i>	Grube, 1840
Annelida	<i>Syllis prolifera</i>	Krohn, 1852
Annelida	<i>Syllis amica</i>	Quatrefages, 1866
Annelida	<i>Syllis columbretensis</i>	(Campoy, 1982)
Annelida	<i>Eusyllis</i> sp.	Malmgren, 1867
Annelida	<i>Syllides convolutus</i>	Webster & Benedict, 1884
Annelida	<i>Syllides edentatus</i>	Westheide, 1974
Annelida	<i>Anoplosyllis edentula</i>	Claparede, 1868
Annelida	<i>Salvatoria clavata</i>	(Claparede, 1863)
Annelida	<i>Salvatoria tenuicirrata</i>	(Claparede, 1864)
Annelida	<i>Salvatoria vieitezi</i>	(San Martin, 1984)
Annelida	<i>Salvatoria neapolitana</i>	(Goodrich, 1930)
Annelida	<i>Sphaerosyllis hystrix</i>	Claparede, 1863
Annelida	<i>Sphaerosyllis thomasi</i>	San Martin, 1984
Annelida	<i>Sphaerosyllis pirifera</i>	Claparede, 1868
Annelida	<i>Eurysyllis tuberculata</i>	Ehlers, 1864
Annelida	<i>Exogone naidina</i>	Orsted, 1845
Annelida	<i>Exogone</i> sp.	Orsted, 1845
Annelida	<i>Myrianida</i> sp. 1	Milne Edwards, 1845
Annelida	<i>Myrianida</i> sp. 2	Milne Edwards, 1845
Annelida	<i>Odontosyllis ctenostoma</i>	Claparede, 1868
Annelida	<i>Opisthosyllis</i> sp.	Langerhans, 1879
Annelida	<i>Streptosyllis</i> sp.	Webster & Benedict, 1884
Annelida	<i>Trypanosyllis zebra</i>	(Grube, 1860)
Annelida	Naididae n.d.	Ehrenberg, 1828
Annelida	<i>Ctenodrilus serratus</i>	(Schmidt, 1857)
Annelida	<i>Maxmuelleria gigas</i>	(Muller M., 1842)
Sipuncula	<i>Sipunculus nudus</i>	Linnaeus, 1766
Crustacea	<i>Dexamine spinosa</i>	(Montagu, 1813)
Crustacea	<i>Melita palmata</i>	(Montagu, 1804)
Crustacea	<i>Ampelisca diadema</i>	(Costa, 1853)
Crustacea	<i>Ampelisca sarsi</i>	Chevreaux, 1888
Crustacea	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	Costa, 1853
Crustacea	<i>Microdeutopus algicola</i>	Della Valle, 1893
Crustacea	<i>Monocorophium insidiosum</i>	(Crawford, 1937)
Crustacea	<i>Corophium orientale</i>	Schellenberg, 1928
Crustacea	<i>Gammarus aequicauda</i>	(Martynov, 1931)
Crustacea	<i>Gammarus insensibilis</i>	Stock, 1966

Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	Montagu, 1804
Crustacea	<i>Periocolodes longimanus</i>	(Spence Bate & Westwood, 1868)
Crustacea	<i>Sphaeroma serratum</i>	(Fabricius, 1787)
Crustacea	Cymothoidae n.d.	Leach, 1818
Crustacea	<i>Idotea balthica</i>	(Pallas, 1772)
Crustacea	<i>Jaera hopeana</i>	Costa, 1853
Crustacea	Tanaidacea n.d.	Dana, 1849
Crustacea	<i>Heterotanais oerstedii</i>	(Kroyer, 1842)
Crustacea	<i>Chondrochelia savignyi</i>	(Kroyer, 1842)
Crustacea	<i>Bodotria</i> sp.	Goodsir, 1843
Crustacea	<i>Cumella limicola</i>	Sars, 1879
Crustacea	<i>Palaemon adspersus</i>	Rathke, 1837
Crustacea	<i>Palaemon elegans</i>	Rathke, 1837
Crustacea	<i>Crangon crangon</i>	(Linnaeus, 1758)
Crustacea	<i>Carcinus aestuarii</i>	Nardo, 1847
Crustacea	<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	(Gould, 1841)
Crustacea	<i>Dyspanopeus sayi</i>	(Smith, 1869)
Crustacea	<i>Brachynotus gemmellaroi</i>	(Rizza, 1839)
Crustacea	Balanidae n.d.	Leach, 1806
Crustacea	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	(Van Beneden, 1861)
Crustacea	Mysidae n.d.	Haworth, 1825
Insecta	<i>Chironomus salinarius</i>	Kieffer, 1915
Echinodermata	<i>Amphiura chiajei</i>	Forbes, 1843
Tunicata	Ascidacea n.d.	Blainville, 1824