

R. SANDULLI, G. BAVESTRELLO¹, R. CHEMELLO², M.C. GAMBI³,
A. GIANGRANDE⁴, G.F. RUSSO, A. TERLIZZI⁴

DiSAM, Università di Napoli "Parthenope", Centro Direzionale Is. C4 - 80134 Napoli, Italia.
roberto.sandulli@uniparthenope.it

¹DISTAV, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

²DiSTeM, Università di Palermo, Via Archirafi, 22 - 90123 Palermo, Italia.

³Laboratorio di Ecologia Funzionale ed Evolutiva,

Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli, Ischia (NA), Italia.

⁴DiSTeBA, Università del Salento - 73100 Lecce, Italia.

PROSPETTIVE E CRITICITÀ SUL RUOLO DEL BENTHOS MEDITERRANEO NELLA DIRETTIVA SULLA MARINE STRATEGY

PERSPECTIVES AND CRITICALITIES ON THE ROLE OF MEDITERRANEAN BENTHOS IN THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK

Abstract - *In Europe, the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) and the Water Framework Directive (WFD) are the main regulations for the protection of water bodies. The translation of their principles into valid and practical approaches is the main challenge for the scientific community. An additional and even more severe problem is related to the MSFD application in the Mediterranean area. The aim of the present contribution is to picture the present situation in Italy, as far as the benthic communities in the MSFD are concerned, pinpoint some conceptual and practical critical points, and possibly suggest some new tools useful for the definition of Good Ecological Status (GES).*

Key-words: *Mediterranean Sea, benthos, Marine Strategy Framework Directive, Good Ecological Status.*

Introduzione - La Direttiva quadro 2008/56/CE (MSFD, Marine Strategy Framework Directive) sulla strategia per l'ambiente marino, recepita in Italia con D.Lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010 mette in evidenza "l'esigenza di ridurre l'impatto umano sull'ambiente marino, che costituisce un patrimonio prezioso che deve essere protetto, salvaguardato e, ove possibile, ripristinato al fine ultimo di mantenere la biodiversità e preservare la diversità e la vitalità di mari ed oceani affinché siano puliti, sani e produttivi". La Direttiva pone come obiettivo agli Stati membri di raggiungere il buono stato ambientale ("Good Environmental Status", GES) per le proprie acque marine entro il 2020.

Il Mar Mediterraneo rappresenta una delle 4 regioni in cui la Direttiva ha suddiviso le acque marine europee (insieme al Mar Baltico, all'Oceano Atlantico nordorientale e al Mar Nero). Nel Mediterraneo sono state individuate quattro sottoregioni: a) il Mediterraneo occidentale, b) il Mar Adriatico, c) il Mar Ionio e il Mediterraneo centrale e d) il Mar Egeo/Levantino. Le nostre coste fanno parte delle prime tre sottoregioni. Per assicurare il raggiungimento del GES è indispensabile che le "strategie" siano coordinate, coerenti e ben integrate con quelle previste da preesistenti atti normativi comunitari (ad es. infrastrutture, trasporti, pesca, turismo, ricerca) e accordi internazionali.

Sebbene la MSFD debba sottostare ad atti e accordi internazionali già in vigore, essa consente agli stati comunitari l'elaborazione in relativa autonomia, di una strategia che si basi su una valutazione iniziale, sulla definizione del GES, sull'individuazione di traguardi ambientali e sull'istituzione di programmi di monitoraggio.

Secondo la normativa, per GES (buono stato ambientale) delle acque marine si intende "la capacità di preservare la diversità ecologica, la vitalità dei mari e degli oceani affinché siano puliti, sani e produttivi mantenendo l'utilizzo dell'ambiente

marino ad un livello sostenibile e salvaguardando il potenziale per gli usi e le attività delle generazioni presenti e future”. Allo scopo del raggiungimento degli obiettivi prefissati, la direttiva ha indicato 11 descrittori dell’ecosistema, ognuno dei quali comprende una serie di ‘indicatori’ da tenere sotto controllo una volta raggiunto il buono stato ambientale.

Obiettivi - Lo scopo di questo intervento programmato è quello di indicare nuove possibili vie da percorrere nell’utilizzo della componente bentonica come affidabile strumento di valutazione e di monitoraggio del GES in ambienti mediterranei. Degli 11 descrittori indicati, 6 sono di rilevanza diretta per la componente bentonica:

Descrittore 1: mantenimento della biodiversità. Quando la qualità e la presenza di habitat e la distribuzione e abbondanza delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche.

Descrittore 2: le specie non indigene introdotte dalle attività umane restano a livelli che non alterano negativamente gli ecosistemi.

Descrittore 3: popolazioni di pesci, molluschi e crostacei sfruttati a fini commerciali restano entro limiti biologicamente sicuri, presentando una ripartizione della popolazione per età e dimensioni indicativa della buona salute dello stock.

Descrittore 4: gli elementi della rete trofica marina sono presenti con normale abbondanza e diversità e con livelli in grado di assicurare l’abbondanza a lungo termine delle specie e la conservazione della loro piena capacità riproduttiva.

Descrittore 6: l’integrità del fondo marino è ad un livello tale da garantire che la struttura e le funzioni degli ecosistemi siano salvaguardate e gli ecosistemi bentonici, in particolare, non abbiano subito effetti negativi.

Descrittore 9: i contaminanti presenti nei pesci e in altri prodotti della pesca in mare destinati al consumo umano non eccedono i livelli stabiliti dalla legislazione comunitaria o da altre norme pertinenti.

I cinque descrittori rimanenti hanno rilevanza indiretta sul benthos:

Descrittore 5: la riduzione al minimo dell’eutrofizzazione di origine umana, in particolare i suoi effetti negativi, come perdite di biodiversità, degrado dell’ecosistema, fioriture algali nocive e carenza di ossigeno nelle acque in vicinanza del fondo.

Descrittore 7: la modifica permanente delle condizioni idrografiche che non influisce negativamente sugli ecosistemi marini.

Descrittore 8: le concentrazioni dei contaminanti presentano livelli che non danno origine a effetti inquinanti.

Descrittore 10: le proprietà e le quantità di rifiuti marini che non provocano danni all’ambiente costiero e marino.

Descrittore 11: l’introduzione di energia, comprese le fonti sonore sottomarine, a livelli che non hanno effetti negativi sull’ambiente marino.

La definizione del buono stato ambientale delle acque marine va ottenuta attraverso una valutazione iniziale basata sull’analisi degli elementi e delle caratteristiche essenziali e dell’attuale stato ambientale, un’analisi delle pressioni e degli impatti principali e un’analisi socioeconomica degli usi delle acque marine e dei costi derivanti dal degrado ambientale marino.

Uno degli obiettivi fondamentali della MSFD è rappresentato dalla prevenzione della perdita di diversità; il mantenimento della biodiversità è requisito fondamentale per il raggiungimento del buono stato ambientale delle acque marine. Un’elevata biodiversità rende i sistemi resilienti, cioè in grado di assorbire le perturbazioni sia naturali che determinate dall’uomo impedendo una diminuzione delle funzioni dell’ecosistema e la perdita di beni e servizi forniti dall’ambiente.

I macroinvertebrati bentonici sono stati considerati in 4 descrittori (1, 2, 4 e 6): nel primo (vedi sopra), i criteri proposti sono la distribuzione della specie, le dimensioni

della popolazione, le condizioni della popolazione, la distribuzione dell'habitat, le condizioni della comunità bentonica in confronto ad altre comunità (Tabella 1 dell'Annesso III della MSFD).

Nel caso del secondo descrittore, se si rinvenivano specie bentoniche alloctone, e in particolare invasive, tale descrittore deve essere considerato nella valutazione del GES.

Per il quarto descrittore si è proposto un indicatore per il criterio 'abbondanza/distribuzione di specie/gruppi chiave' nel trend di abbondanza di determinate specie/gruppi importanti dal punto di vista funzionale (ad es. specie/gruppi con velocità elevate di turnover, specie/gruppi che definiscono habitat).

Nel caso del sesto descrittore, per quel che riguarda le condizioni delle comunità bentoniche, si sono proposti i seguenti indicatori: presenza di specie particolarmente sensibili/tolleranti, indici multi-metrici di valutazione delle condizioni e funzionalità delle comunità bentoniche (diversità e ricchezza di specie, rapporto tra specie opportunistiche e specie sensibili).

Per un numero di criteri e di indicatori correlati, sono necessari, tuttavia, ulteriori informazioni e approfondimenti, e gli Stati membri devono vagliare ciascuno dei criteri e indicatori per identificare quali siano quelli più utili allo scopo di determinare il GES.

L'applicazione di un approccio ecosistemico è considerato uno dei più importanti requisiti per la gestione ambientale sostenibile. Sta cominciando ad emergere, infatti, un approccio che utilizza strategie per integrare dati scientifici sul cambiamento degli ecosistemi con dati socio-economici (beni e servizi) in modo tale da raggiungere una sostenibilità a lungo termine delle risorse (Sherman e Duda, 1999; Rosenberg e McLeod, 2005; Leslie e McLeod, 2007).

Per determinare lo stato di salute di un sistema occorre tener conto della struttura, dei processi e delle funzioni degli ecosistemi marini, mettendo insieme fattori naturali, fisici, chimici, biologici, climatici, geografici ed integrarli con le attività e gli impatti umani nell'area in esame (Borja *et al.*, 2009a). Tale approccio, che combina l'utilizzo di parametri fisico-chimici a elementi biologici e alle concentrazioni di inquinanti, è utilizzato nella WFD per valutare lo stato di salute degli ecosistemi (Borja e Dauer, 2008; Borja *et al.*, 2009c). A tali elementi strutturali si possono aggiungere altri attributi ecosistemici come ad esempio le dinamiche delle reti alimentari, la diversità specifica e le storie vitali prevalenti, che pur non essendo proprietà biologiche dirette, ma funzioni dell'intero ecosistema (Weisberg *et al.*, 1997; Fulton *et al.*, 2005; Rogers *et al.*, 2007; Lavesque *et al.*, 2009; Samhouri *et al.*, 2009), sono importanti indicatori del funzionamento e dello stato degli ecosistemi (Borja *et al.*, 2009b; Samhouri *et al.*, 2009). In tal senso questi indicatori possono aiutare nella valutazione del GES a livello ecosistemico. L'approccio ecosistemico è maggiormente considerato nella MSFD, dove vengono stabiliti un numero di criteri fisico-chimici e biologici, per ciascuno dei descrittori (Borja *et al.*, 2009b; Rice *et al.*, 2010). Tuttavia, la selezione dei criteri nelle regioni o sub-regioni è ancora un problema per l'implementazione della MSFD da parte degli Stati membri.

Inoltre, una cosa è la selezione di un set appropriato di indicatori, mentre altra cosa è l'integrazione di tutti gli indicatori in un singolo punteggio che possa indicare lo stato e la performance di un sistema acquatico (Aubry e Elliott, 2006; Borja *et al.*, 2008, 2009b; Foden *et al.*, 2008). Dopo vari tentativi, van Hoey *et al.* (2010) suggeriscono l'applicazione di un albero di decisioni i cui elementi vengono 'pesati' in base alla loro efficacia nella valutazione dello stato (ad es. il benthos con metodi confrontati e intercalibrati); questo approccio risulterebbe più accurato nel definire la classificazione di un sistema a causa della sua maggiore sensibilità alle pressioni (Borja *et al.*, 2008). Ovviamente, tale compito, nel caso della MSFD, risulta quanto

mai complesso a causa dell'alto numero dei descrittori e degli indicatori per valutare il GES di una regione in relazione alle varie pressioni umane locali.

La definizione del GES nella MFSD richiede lo sviluppo di indicatori, la definizione di condizioni originali (incontaminate) o sostenibili e le connessioni tra lo stato ecologico e le pressioni antropiche.

Gli indicatori bentonici marini sono particolarmente importanti nella MFSD (Heink e Kowarik, 2010). Ne esistono diversi e di diverso tipo (Diaz *et al.*, 2004; Borja e Dauer, 2008). Il primo scopo di tali indicatori consiste nel poter distinguere tra un sistema in salute e un sistema degradato con sufficiente precisione da poter identificare il limite critico tra la necessità di 'agire' e di 'non agire' per migliorare le condizioni ambientali. Sia la WFD che la MSFD hanno cercato di favorire l'implementazione di tali indicatori, testandone i limiti e la validità del loro monitoraggio, da parte degli Stati membri, attraverso esercizi di intercalibrazione nelle varie ecoregioni (Borja *et al.*, 2007; Lopez y Rojo *et al.*, 2011). Grazie a tali esperienze è possibile affermare che i futuri approfondimenti dovrebbero concentrarsi principalmente su (a) maggiore conoscenza della variabilità naturale nelle aree di riferimento, (b) massimizzazione della trasparenza nello scambio delle informazioni tra i vari laboratori di ricerca coinvolti e (c) necessità di migliorare l'approccio statistico delle comparazioni (Duarte, 2009).

Sebbene l'aver selezionato alcuni indicatori comuni alle diverse aree possa essere considerato un passo avanti, la selezione di quelli ottimali o più appropriati resta il maggiore problema. Per le varie regioni e sub-regioni la scelta del set di indicatori ottimale differirà per i diversi siti, così come lo sforzo di campionamento, e gli stessi livelli soglia, pertanto, non potranno essere universalmente applicati.

Gli indicatori definiti per ciascun descrittore nella MSFD sono soprattutto di tipo univariato (abbondanza, biomassa, produttività) ad eccezione del criterio 'condizione della comunità bentonica' sotto il descrittore 'Integrità del fondo marino' (Rice *et al.*, 2010). I bentonologi tendono a favorire una combinazione di diversi indicatori per poter meglio valutare la complessità dell'ecosistema e ridurre il livello di incertezza dei risultati (Dauvin, 2007). In generale, l'uso di un singolo indicatore, sebbene utile, rappresenta una riduzione troppo drastica della complessità ambientale per fornire una conclusione chiara dello stato di qualità di un sistema. Si è pertanto pensato che tali indicatori dovrebbero essere impiegati integrandoli in griglie multiparametriche (Sandulli, 2004), indicatori multi-metrici o multivariati integrati (Borja *et al.*, 2004; Muxika *et al.*, 2007a). Tale approccio, però, richiede l'integrazione di più indici (che spesso necessitano di un'analisi dei popolamenti a livello di specie) in un ambito multivariato e potrebbe, pertanto, risultare troppo impegnativo per i fini che si propone.

Studi recenti dimostrano che le principali differenze tra gli indicatori consistono in differenze di sensibilità (risposte contraddittorie per lo stesso impatto), variabilità naturale, tipi di variabili incluse negli indicatori multi-metrici (ad es. differenti indici di diversità possono reagire diversamente quando esposti alla stessa pressione), metodo utilizzato per determinare la sensibilità/tolleranza delle specie, e reazione degli indicatori alla strategia di campionamento (ad es. repliche raggruppate o non raggruppate). Un indicatore bentonico non può essere applicato dappertutto, in quanto gli organismi non sono egualmente sensibili a tutti i tipi di disturbo (Buhl-Mortensen *et al.*, 2009), in diverse aree geografiche (Dauvin, 2007; Bevilacqua *et al.*, 2012a) e in diversi habitat (Tagliapietra *et al.*, 2009; Bevilacqua *et al.*, 2012b). Idealmente, ogni indicatore dovrebbe essere messo in relazione all'agente stressante, avere una variabilità naturale bassa e fornire una risposta interpretabile e che non si possa confondere con cambiamenti naturali (Hering *et al.*, 2006; Green e Chapman, 2011).

Per la MSFD, è necessario che gli indicatori selezionati siano adeguati a distinguere tutti i tipi di impatto antropico e a consentirne una valutazione adeguata globale. Tuttavia, esiste ancora una notevole carenza di dati in relazione alla possibilità di misurare il funzionamento degli ecosistemi utilizzando gli indicatori, e la stessa attendibilità degli indici e degli indicatori è sempre più criticata in quanto ipersemplificativa (ad es. Green e Chapman, 2011). Inoltre, studi recenti dimostrano l'esigenza di indagini più complete sulla biodiversità in habitat diversi e sulle relazioni biodiversità/funzionamento degli ecosistemi allo scopo di poter identificare impatti antropici singoli e sinergici/cumulativi sulla biodiversità (Narayanaswamy *et al.*, 2013).

Viste le difficoltà sopra indicate, un aspetto cui si fa spesso ricorso è il cosiddetto "giudizio esperto". Tale giudizio dovrebbe però essere usato come primo approccio e non come ultimo. Tuttavia l'uso del giudizio esperto può presentare qualche vantaggio come complemento per valutare il GES perché, ad esempio, i bentonologi esperti sono capaci di predire ragionevolmente lo stato ecologico dei campioni di bentos esaminati, dal solo esame della composizione in specie (Weisberg *et al.*, 2008; Teixeira *et al.*, 2010). Quindi, può essere utile applicare il giudizio esperto insieme ad approcci più oggettivi.

Inoltre, è importante sottolineare che le comunità bentoniche cambiano nel tempo e nello spazio in risposta a variazioni naturali o antropogeniche (Clarke *et al.*, 2006), spesso concausate da cambiamenti climatici (Kröncke *et al.*, 2001; Frid *et al.*, 2009). Risulta quindi di fondamentale importanza definire lo stato di 'naturalità' del sistema, cosa che presenta notevoli difficoltà (Deros *et al.*, 2007), anche se l'implementazione delle Aree Marine Protette (AMP) potrebbe aiutare in tale scopo nel prossimo futuro. È, tuttavia, utopistico pensare che le AMP siano completamente isolate dal contesto ambientale esterno ad esse; la gran parte degli impatti (inquinamento organico, specie invasive, diffusione dei patogeni, etc.) agiscono ad una scala molto più ampia di quella delimitata dai confini spaziali di un'AMP.

Gli effetti delle pressioni antropiche sui sistemi marini e in particolare sulle comunità bentoniche, sono di due tipi: impatti a larga scala, spesso indiretti (ad es. variazioni climatiche, eutrofizzazione), non facilmente quantificabili nello spazio, e impatti diretti e misurabili come, ad esempio, pesca a strascico, presenza di impianti di acquacoltura, estrazioni petrolifere e dragaggi che possono essere localizzati con precisione (Birchenough *et al.*, 2006, 2010; Birchenough e Frid, 2009).

La maggior parte degli indicatori bentonici sviluppati per la stima della qualità ecologica (Grall e Glemarec, 1997; Weisberg *et al.*, 1997; Simboura e Zenetos, 2002; Rosenberg *et al.*, 2004) si basano principalmente sul modello di Pearson e Rosenberg (1978). Tale modello dice che le comunità bentoniche variano la loro diversità, abbondanza e composizione specifica, lungo un gradiente di disturbo (soprattutto arricchimento organico), a seconda della loro tolleranza al disturbo. Questo modello di risposta bentonica, con le dovute differenze in ampiezza, è probabilmente applicabile a diversi tipi di pressione sebbene la sensibilità o la tolleranza di alcune specie bentoniche possa variare in funzione dei vari tipi di pressione.

Un problema aggiuntivo nella valutazione della bontà degli indicatori è legato al fatto che nella maggior parte dei casi gli ambienti naturali subiscono diverse pressioni contemporaneamente. Ciò rende difficile distinguere la pressione o le pressioni principalmente responsabili dei cambiamenti nelle comunità bentoniche.

Un ulteriore problema è legato agli effetti ad ampia scala (ad es. eutrofizzazione e climate change) e/o alla mancanza di aree prive di impatto. Se vi sono gradienti spazio-temporali misurabili, come la quantificazione dello sforzo di pesca attraverso il sistema di monitoraggio delle imbarcazioni da pesca, allora è possibile distinguere il loro impatto da altre pressioni. Un possibile aiuto potrebbe venire in futuro dalle

aliene possono avere un effetto positivo sul funzionamento degli ecosistemi (ad es. incrementi di biomassa, di capacità filtrante, di diversità specifica) (Armonies e Reise, 1998; Daunys *et al.*, 2006; Sandulli *et al.*, 2004; Lorenti *et al.*, 2011) o sulla produttività delle risorse biologiche (pesca e acquacoltura) (Occhipinti Ambrogi, 2007).

Quando le specie aliene diventano dominanti e si diffondono con effetti negativi, vengono definite 'invasive'. Non è facile determinare l'invasività di una specie, ma è essenziale in una valutazione ecologica in quanto il suo ruolo, la sua nicchia, nel funzionamento dell'ecosistema potrebbe essere cruciale. È perciò di massima importanza prevenire l'invasione di specie aliene anche perché spesso queste portano a elevate perdite economiche.

La MSFD afferma che gli Stati membri dovrebbero sviluppare programmi di monitoraggio per valutare lo stato di salute degli ecosistemi consentendo quindi una stima affidabile del GES. Nel caso del monitoraggio delle comunità bentoniche, il tipo di tecnica di campionamento (benna van Veen, box corer, campionatori operati da subacqueo, etc.), il numero di repliche (da 3 a 20), il trattamento dei campioni (differenze nelle maglie dei setacci) e la strategia di campionamento dipendono soprattutto dal tipo di habitat, dal tipo di indicatore, dallo scopo del programma e dal budget disponibile (Muxika *et al.*, 2007b; Van Hoey *et al.*, 2007; Josefson *et al.*, 2009; Lavesque *et al.*, 2009). Attualmente vi sono approcci differenti nei programmi di monitoraggio in Europa, e quindi è necessario armonizzare alcuni aspetti alla luce della MSFD.

Per prima cosa è necessario valutare l'eterogeneità dell'habitat della zona di studio. Per gli organismi del benthos è preferibile usare una strategia di campionamento stratificato per habitat perché le caratteristiche delle comunità bentoniche sono habitat dipendenti (Van Hoey *et al.*, 2004). Tale approccio prevede un'estensiva mappatura degli habitat bentonici, al presente in corso, con una buona conoscenza della loro variabilità naturale spazio-temporale (Degraer *et al.*, 2008).

Un secondo aspetto da considerare è rappresentato da quanto possano essere realistiche le valutazioni del GES che dipende da quanti campioni vengono raccolti in un habitat, corpo d'acqua, o sub-regione, dall'eterogeneità naturale del tipo di habitat e dalla potenza statistica richiesta per evidenziare certi effetti. Quest'ultima, a sua volta, aumenterà con l'aumentare dello sforzo di campionamento e si abbasserà in funzione dell'incremento della varianza del campione (Underwood e Chapman, 2003).

Un terzo aspetto è legato al fatto che la MSFD prevede la rideterminazione del GES ogni 6 anni, il che comporta un dispendioso monitoraggio di tutti gli elementi, indicatori e parametri, sia in termini economici che di sforzo di lavoro. Il tutto è aggravato spesso dalle ristrettezze economiche che rendono difficile l'attuazione di programmi di monitoraggio ambiziosi.

Pertanto, la MSFD richiede la valutazione di diversi indicatori su scala spazio-temporale molto vasta e con sforzo di campionamento e analitico molto elevato, per giungere a una stima dello stato del sistema; per ottenere tali risultati è necessario che gli Stati membri adottino programmi di monitoraggio nazionali o regionali a basso rapporto costi/benefici (Martins *et al.*, 2009). Per raggiungere tale scopo, di seguito sono illustrati alcuni approcci metodologici che potrebbero essere utili nell'applicazione della MSFD in Italia.

Un primo approccio riguarda la stima del numero di specie in grandi aree. Questo metodo integra le curve di accumulo specie-area (o specie-campione) con l'uso di surrogati tassonomici per ottenere stime affidabili del numero di specie riducendo, al tempo stesso, l'impegno derivante dalle analisi degli organismi a livello di specie. Il modello di accumulo specie-area utilizzato nell'approccio è quello della 'Total-

Species (T-S) curve' proposto da Ugland *et al.* (2003). Rispetto ai modelli classici, la curva T-S considera l'eterogeneità nella distribuzione delle specie all'interno dell'area in esame. L'integrazione tra l'uso delle curve T-S e dei surrogati tassonomici è resa possibile dall'elevata correlazione tra il coefficiente delle curve e la β -diversità di un'area e dal fatto che la β -diversità a livello di specie si conserva a livelli tassonomici superiori (Terlizzi *et al.*, 2009). L'approccio permette stime affidabili del numero di specie in una data area sulla base di analisi tassonomiche a livello di famiglia per tutti i campioni, e solo di una porzione limitata di campioni a livello di specie. L'applicazione di questo approccio a popolamenti bentonici in differenti aree del pianeta ha dimostrato che è possibile stimare il numero di specie in una data area riducendo i campioni da analizzare a livello di specie di circa il 50-75%. Le potenziali applicazioni di questo approccio nella MSFD sono molteplici, dalla stima della diversità a scala regionale, all'identificazione di aree prioritarie per la conservazione, al monitoraggio della biodiversità a scala regionale.

Il secondo approccio va incontro alla necessità di bilanciare la richiesta di un monitoraggio continuo ed efficace alla necessità di risorse che questo richiederebbe e al rischio di semplificazione derivante dall'uso di indicatori troppo approssimativi. Finora, questa problematica è stata affrontata soprattutto ricorrendo all'uso di surrogati tassonomici da utilizzare al posto delle specie. Tuttavia, tale approccio presenta spesso notevoli controindicazioni, prime tra tutte la perdita di informazione ecologica e la ridotta capacità di inferenza sui processi ecologici che determinano i pattern osservati, nonché l'assenza di controllo sull'errore derivante dall'uso dei surrogati tassonomici. Recenti studi hanno mostrato che la perdita di informazione legata all'uso di questi ultimi dipende da rapporti numerici tra numero di specie e numero di surrogati più che dalle relazioni tassonomiche tra specie in sé (Bevilacqua *et al.*, 2012a). I surrogati tassonomici, quindi, si comportano come gruppi casuali di specie, privi di qualunque consistenza ecologica. Su questa base teorica è stato definito un approccio metodologico per la definizione di surrogati delle specie che esula dalle loro relazioni tassonomiche e permette l'utilizzo di diversi tipi di surrogati per massimizzare l'informazione ecologica (Bevilacqua *et al.*, 2012b). In pratica, attraverso la costruzione di modelli neutrali, l'approccio permette di identificare il numero minimo di surrogati necessari ad ottenere risultati consistenti con quelli che si otterrebbero utilizzando le specie. Una volta definito il numero di surrogati, un processo logico porta all'identificazione del tipo di surrogati da utilizzare in modo da ottimizzare la necessità di informazione ecologica con la necessità di semplificare al massimo l'identificazione degli organismi. L'applicazione a casi di studio in Mediterraneo ha verificato la validità di quest'approccio sia nello studio di gradienti naturali sia nella valutazione di impatti antropici, che potrebbe rappresentare un'alternativa efficace per l'implementazione di un metodo di ottimizzazione del monitoraggio valido a scala europea.

Riguardo il Descrittore 1, sebbene la biodiversità del Mediterraneo sia stata ampiamente studiata da almeno due secoli, grandi porzioni del bacino, particolarmente nella zona profonda, rimangono ampiamente sconosciute. Solo pochi dati quantitativi sono disponibili riguardo la distribuzione della megafauna dei fondi duri dell'orizzonte profondo del circolitorale conosciuto come biocenosi delle "rocce del largo".

In questo habitat le condizioni di progressiva diminuzione della luminosità influenzano la produzione primaria ma la composizione delle comunità, sia come biodiversità che come biomassa, risulta comparabile con quelle di acque più superficiali (Bo *et al.*, 2009, 2011).

La mancanza di dati bionomici su questi ambienti è legata alle tecniche cieche e invasive tradizionalmente utilizzate (Bombace e Frogliola, 1972; Tursi *et al.*, 2004;

Taviani *et al.*, 2005) mentre, più recentemente, metodologie dirette e non distruttive, come l'uso del ROV e/o delle immersioni tecniche, hanno iniziato a rendere disponibile dati che indicano un'ampia diversità e abbondanza di filtratori come spugne, gorgonie, coralli neri e sclerattinie (Pérès e Picard, 1964; Cerrano *et al.*, 2010; Bo *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2012; Salvati *et al.*, 2010; Angilolillo *et al.*, 2012; Giusti *et al.*, 2012). Questi organismi sono tipici ingegneri ecosistemici in grado di creare complessi habitat tridimensionali che sostengono elevate biodiversità promuovendo alti livelli di funzionamento ecosistemico (Cerrano *et al.*, 2010; Linares *et al.*, 2008), creando substrati colonizzabili, offrendo rifugio per numerosi invertebrati e rappresentando una area di nursery per diverse specie di pesci.

La colonizzazione di questi ambienti è controllata da fattori biotici e abiotici, che risultano in pattern di biodiversità variabili a diversa scala spaziale che vanno dal livello delle singole secche, vere isole di substrato duro disperse in un mare di fondi incoerenti, ai *seamount* (ancora largamente inesplorati in Mediterraneo), fino a livello dell'intero bacino. Poca attenzione è stata fino ad oggi dedicata alle influenze antropiche sulla struttura di queste biocenosi. In particolare è ancora poco noto l'effetto della pesca professionale e ricreativa. Dati recenti derivanti dallo studio di numerosi banchi del Tirreno indicano livelli di impatto della pesca fino a oltre il 60% dell'area del banco. Un problema di notevole interesse pratico riguarda i descrittori da utilizzarsi per valutare l'impatto della pesca sulle biocenosi attraverso i filmati ROV. Un primo descrittore utile è l'area in cui sono visibili attrezzi persi. Questo aspetto è fortemente in relazione con il descrittore 10 riguardante i rifiuti presenti sul fondo marino. In aggiunta possono essere contati gli attrezzi direttamente impigliati in organismi ramificati, ed infine possono essere valutati gli cnidari ramificati che presentano variazioni nella loro forma regolare o necrosi dovute a possibili impatti meccanici.

Per quanto riguarda la tematica delle specie aliene, bisogna sottolineare che, nella maggior parte dei casi, siamo ancora molto lontani dalla comprensione dell'effetto che alcune specie alloctone stabilite possano determinare sulle specie autoctone e quindi sull'intero sistema (Zenetos *et al.*, 2010, 2012; Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2011). Gli studiosi che si occupano di questa tematica in Italia stanno discutendo sull'applicazione di possibili indici, con la consapevolezza, tuttavia, che le conoscenze attuali, per la maggior parte a livello qualitativo, non permettono al momento la compilazione di indici che descrivano lo stato della situazione ambientale riguardo all'impatto delle specie aliene. Le specie aliene (considerate come "inquinamento biologico") sono quasi sempre la conseguenza e non la causa di condizioni ambientali degradate o di ambienti fortemente stressati in cui le popolazioni delle specie native sono già ridotte o molto impattate, proprio per questo possono essere un ulteriore elemento di valutazione dello stato ambientale. Basta considerare la distribuzione degli hot-spot di elementi alloctoni lungo le nostre coste, concentrati in lagune, porti e bacini marini chiusi (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2011). Tuttavia, le specie aliene sono spesso rilevate anche in condizioni ambientali pristinissime, ad esempio nelle AMP o in aree con limitato disturbo antropico, ma caratterizzate da elevato turismo e diportismo nautico (Russo *et al.*, 2003; Guala *et al.*, 2003), che costituiscono i vettori di trasporto. Anche questo aspetto contribuisce a fare di questi elementi alieni degli indicatori interessanti il cui significato e valore euristico di presenza ed entità di colonizzazione in un ambiente va però valutato alla luce degli altri impatti e nel complesso delle caratteristiche e della storia naturale ed utilizzo attuale dell'habitat che si sta considerando.

Negli ambienti semichiusi del Mediterraneo Centrale e Orientale è stato osservato che il fouling risulta attualmente fortemente dominato da specie alloctone, ma non si è ancora giunti a stabilire se ciò sia negativo per la funzionalità dell'ecosistema

e se queste specie introdotte abbiano soppiantato le specie native tipiche di questi ambienti. Il Mar Grande di Taranto, considerato un hot spot di specie alloctone, si presta particolarmente ad uno studio di questo tipo poiché esistono conoscenze pregresse estensive sulle dinamiche stagionali delle specie del fouling da permettere la realizzazione di un indice funzionale che metta in relazione la capacità filtrante delle singole specie con la loro abbondanza relativa. Ciò permetterebbe di valutare che tipo di cambiamento a livello funzionale possa avere la sostituzione di un taxon con un altro.

Conclusioni - L'implementazione della WFD ha stimolato diversi studi nel campo della ricerca scientifica ambientale che hanno portato allo sviluppo di molti indicatori più o meno efficaci. Soprattutto per quel che riguarda gli invertebrati bentonici, le nuove conoscenze acquisite sono molto vaste e riflettono in gran parte l'idea che il benthos sia il comparto ecosistemico più sensibile ed efficace nello studio della valutazione ambientale marina. La MSFD in sostanza richiama quello stabilito dalla WFD e ha scopi simili, anche per cercare di limitare il bisogno di sviluppare nuovi metodi.

La vastità delle aree marine europee e la notevole complessità degli ecosistemi non consente, tuttavia, l'identificazione di indicatori universali che, in molti casi, richiedono uno sforzo di campionamento ed analitico notevole. L'implementazione di solide strategie di campionamento in relazione ai vari tipi di habitat deve rappresentare un prerequisito indispensabile per una stima affidabile dello stato di un sistema e per una valutazione dell'efficacia delle decisioni gestionali. Se è vero che gli indicatori forniscono informazioni basate sull'evidenza, tuttavia essi rappresentano sempre delle "ipersemplificazioni ecologiche"; è quindi necessario essere sempre cauti nel loro uso nella valutazione ambientale. È inoltre indispensabile che gli esperti nel campo siano coinvolti in tutti i passaggi che portano alla programmazione della valutazione ambientale e a tutti i livelli dell'amministrazione, a partire da quella regionale fino a quella dell'EU, per assicurare la qualità e l'affidabilità dei risultati.

Molti approcci sono applicabili in certe regioni, ma pochi, se non nessuno, può rispondere a tutti i problemi. È quindi necessario applicare strategie di valutazione comparabili nelle varie regioni per consentire una stima dello stato ambientale valida per tutte le regioni impiegando gli stessi principi, anche se è necessario adottare metodi e indicatori diversi a seconda dell'area in esame. Il grado di applicabilità dei vari approcci dipende dalla complessità della metodologia e dalla loro 'versatilità' nelle varie regioni.

La MSFD dovrebbe trarre vantaggio dalla ricerca scientifica stimolata dalla WFD. Di conseguenza è richiesta una buona comunicazione fra gli attori delle due direttive, e questo è spesso un compito arduo.

Le nostre conclusioni sono quindi abbastanza critiche nei confronti della validità dell'approccio previsto dalla MSFD, almeno per quel che riguarda il benthos mediterraneo. Tale direttiva tende ad avere una visione troppo semplicistica degli ambienti marini e il raggiungimento della definizione di GES non può essere ottenuto attraverso l'esclusivo uso di semplici indicatori e indici.

Bibliografia

- ANGIOLILLO M., BO M., BAVESTRELLO G., GIUSTI M., SALVATI E., CANESE S. (2012) - Record of *Ellisella paraplexauroides* (Anthozoa: Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). *Mar. Biodiv. Records*, **5**, doi: 10.1017/S1755267211000972.
- ARMONIES W., REISE K. (1998) - On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgoländer Meeresun.*, **52**: 291-300.
- AUBRY A., ELLIOTT M. (2006) - The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: application to the Humber Estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.*, **53**: 175-185.

- BEVILACQUA S., SANDULLI R., PLICANTI A., TERLIZZI A. (2012a) - Taxonomic distinctness in Mediterranean marine nematodes and its relevance for environmental impact assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**: 1409-1416.
- BEVILACQUA S., TERLIZZI A., CLAUDET J., FRASCHETTI S., BOERO F. (2012b) - Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *J. Appl. Ecol.*, **49**: 357-366.
- BIRCHENOUGH S.N.R., BOYD S.E., COGGAN R.A., LIMPENNY D.S., MEADOWS W.J., REES H.L. (2006) - Lights, camera and acoustics: assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. *J. Marine Syst.*, **62**: 204-216.
- BIRCHENOUGH S.N.R., BOYD S.E., VANSTAEN K., COGGAN R.A., LIMPENNY D.S. (2010) - Mapping an aggregate extraction site off the Eastern English Channel: a methodology in support of monitoring and management. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **87**: 420-430.
- BIRCHENOUGH S.N.R., FRID C.L.J. (2009) - Macrobenthic succession following the cessation of sewage sludge disposal. *J. Sea Res.*, **62**: 258-267.
- BO M., BAVESTRELLO G., CANESE S., GIUSTI M., ANGIOLILLO M., CERRANO C., SALVATI E., GRECO S. (2010) - Coral assemblage off the Calabrian coast (South Italy) with new observations on living colonies of *Antipathes dichotoma*. *Ital. J. Zool.*, **78**: 231-242.
- BO M., BAVESTRELLO G., CANESE S., GIUSTI M., SALVATI E., ANGIOLILLO M., GRECO S. (2009) - Characteristics of a black coral meadow in the twilight zone of the central Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **397**: 53-61.
- BO M., BERTOLINO M., BORGHINI M., CASTELLANO M., COVAZZI HARRIAGUE A., DI CAMILLO C.G., GASPARINI G.P., MISIC C., POVERO P., PUSCEDDU A., SCHROEDER K., BAVESTRELLO G. (2011) - Characteristics of the mesophotic megabenthic assemblages of the Vercelli Seamount (North Tyrrhenian Sea). *PLoS-One*, **6**, doi: 10.1371/journal.pone.0016357.
- BO M., CANESE S., SPAGGIARI C., PUSCEDDU A., BERTOLINO M., ANGIOLILLO M., GIUSTI M., LORETO M.F., SALVATI E., GRECO S., BAVESTRELLO G. (2012) - Deep coral oases in the South Tyrrhenian Sea. *PLoS-One*, **7**, doi: 10.1371/journal.pone.0049870.
- BO M., TAZIOLI S., SPANÒ N., BAVESTRELLO G. (2008) - *Antipathella subpinnata* (Antipatharia, Myriopathidae) in Italian seas. *Ital. J. Zool.*, **75**: 185-195.
- BOMBACE G., FROGLIA C. (1972) - Première remarques sur les peuplements de l'étage bathyal de la Basse Adriatique. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **37**: 159-161.
- BORJA A., BRICKER S.B., DAUER D.M., DEMETRIADES N.T., FERREIRA J.G., FORBES A.T., HUTCHINGS P., JIA X., KENCHINGTON R., MARQUES J.C., ZHU C. (2008) - Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 1519-1537.
- BORJA A., BRICKER S.B., DAUER D.M., DEMETRIADES N.T., FERREIRA J.G., FORBES A.T., HUTCHINGS P., JIA X., KENCHINGTON R., MARQUES J.C., ZHU C. (2009a) - Ecological integrity assessment, ecosystem-based approach, and integrative methodologies: are these concepts equivalent? *Mar. Pollut. Bull.*, **58**: 457-458.
- BORJA A., DAUER D.M. (2008) - Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, **8**: 331-337.
- BORJA A., FRANCO J., VALENCIA V., BALD J., MUXIKA I., BELZUNCE M.J., SOLAUN O. (2004) - Implementation of the European water framework directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **48**: 209-218.
- BORJA A., JOSEFSON A.B., MILES A., MUXIKA I., OLSGARD F., PHILLIPS G., RODRIGUEZ J.G., RYGG B. (2007) - An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European water framework directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 42-52.
- BORJA A., MILES A., OCCHIPINTI-AMBROGI A., BERG T. (2009b) - Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **633**: 181-196.
- BORJA A., RANASINGHE A., WEISBERG S.B. (2009c) - Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, **59**: 1-4.
- BUHL-MORTENSEN L., OUG O., AURE J. (2009) - The response of hyperbenthos and infauna to hypoxia in fjords along the skagerrak: estimating loss of biodiversity due to eutrophication. In: Moksness E., Dahl E., Støttrup J. (eds), *Integrated Coastal Zone Management*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK: 79-96.

- CERRANO C., DANOVARO R., GAMBI C., PUSCEDDU A., RIVA A., SCHIAPARELLI S. (2010) - Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodivers. Conserv.*, **19**: 153-167.
- CHAINHO P., COSTA J.L., CHAVES M.L., DAUER D.M., COSTA M.J. (2007) - Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 1586-1597.
- CLARKE K.R., SOMERFIELD P.J., AIROLDI L., WARWICK R.M. (2006) - Exploring interactions by second-stage community analyses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **338**: 179-192.
- DAUNYS D., ZEMLYS P., OLENIN S., ZAIKO A., FERRARIN C. (2006) - Impact of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* invasion on the budget of suspended material in a shallow lagoon ecosystem. *Helgoland Mar. Res.*, **60**: 113-120.
- DAUVIN J.C. (2007) - Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 271-281.
- DAUVIN J.C., RUELLET T. (2009) - The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Mar. Pollut. Bull.*, **59**: 38-47.
- DEGRAER S., VERFAILLIE E., WILLEMS W., ADRIAENS E., VINCX M., VAN LANCKER V. (2008) - Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: an example from the Belgian part of the North Sea. *Cont. Shelf Res.*, **28**: 369-379.
- DEROUS S., AGARDY T., HILLEWAERT H., HOSTENS K., JAMIESON G., LIEBERKNECHT L., MEES J., MOULAERT I., OLENIN S., PAELINCKX D., RABAUT M., RACHOR E., ROFF J., STIENEN E.W.M., VAN DER WAL J.T., VAN LANCKER V., VERFAILLIE E., VINCX M., WESLAWSKI J.M., DEGRAER S. (2007) - A concept for biological valuation in the marine environment. *Oceanologia*, **49**: 99-128.
- DIAZ R.J., SOLAN M., VALENTE R.M. (2004) - A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.*, **73**: 165-181.
- DUARTE C.M. (2009) - *Scientific review of the results of the water framework directive intercalibration exercise for coastal waters*. Report for Environment D.2 water and marine (DG Environment).
- ELLIOTT M., QUINTINO V. (2007) - The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 640-645.
- FELLINE S., CARICATO R., CUTIGNANO A., GORBI S., LIONETTO M.G., MOLLO E., REGOLI F., TERLIZZI A. (2012) - Subtle effects of biological invasions: cellular and physiological responses of fish eating the exotic pest *Caulerpa racemosa*. *PLoS-One*, **7** (6), doi: 10.1371/journal.pone.0038763.
- FODEN J., ROGERS S.I., JONES A.P. (2008) - A critical review of approaches to aquatic environmental assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 1825-1833.
- FRID C.L.J., GARWOOD P.R., ROBINSON L.A. (2009) - Observing change in a North Sea benthic system: a 33 year time series. *J. Mar. Syst.*, **77**: 227-236.
- FULTON E.A., SMITH A.D.M., PUNT A.E. (2005) - Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.*, **62**: 540-551.
- GIUSTI M., BO M., BAVESTRELLO G., ANGIOLILLO M., SALVATI E., CANESE S. (2012) - Record of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). *Mar. Biodiv. Records*, **5**, doi: 10.1017/S1755267211000510.
- GRALL J., GLÉMAREC M. (1997) - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **44**: 43-53.
- GREEN R., CHAPMAN P.M. (2011) - The problem with indices. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**: 1377-1380.
- GUALA I., FLAGELLA M.M., ANDREAKIS N., PROCACCINI G., KOOISTRA W.H.C.F., BUIA M.C. (2003) - ALIENS - Algal Introductions to European Shores. *Biogeographia*, **24**: 45-52.
- HEINK U., KOWARIK I. (2010) - What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecol. Indic.*, **10**: 584-593.
- HERING D., FELD C.K., MOOG O., OFENBÖCK T. (2006) - Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, **566**: 311-324.
- JOSEFSON A.B., BLOMQVIST M., HANSEN J.L.S., ROSENBERG R., RYGG B. (2009) - Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Mar. Pollut. Bull.*, **58**: 1263-1277.

- KRÖNCKE I., REISS H. (2010) - Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 58-68.
- KRÖNCKE I., ZEISS B., RENSING C. (2001) - Long-term variability in macrofauna species composition off the Island of Norderney (East Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental condition. *Sencken. Mar.*, **31**: 65-82.
- LAVESQUE N., BLANCHET H., DE MONTAUDOUIN X. (2009) - Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **368**: 101-112.
- LESLIE H.M., McLEOD K.L. (2007) - Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in ecology and the environment*, **5**: 540-548.
- LINARES C., COMA R., GARRABOU J., DÍAZ D., ZABALA M. (2008) - Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J. Appl. Ecol.*, **45**: 688-699.
- LOPEZ Y ROYO C., PERGENT G., ALCOVERRO T., BUIA M.C., CASAZZA G., MARTÍNEZ-CREGO B., PÉREZ M., SILVESTRE F., ROMERO J. (2011) - The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecol. Indic.*, **11** (2): 557-563.
- LORENTI M., GAMBI M.C., GUGLIELMO R., PATTI F.P., SCIPIONE M.B., ZUPO V., BUIA M.C. (2011) - Soft-bottom macrofaunal assemblages in the Gulf of Salerno, Tyrrhenian Sea, Italy, an area affected by the invasion of the seaweed *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Mar. Ecol.*, **32** (3): 320-334.
- MARTINS F.A., JANEIRO J., GABRIEL S., VENÂNCIO A., NEVES R. (2009) - Integrated monitoring of South Portugal water bodies: a methodology towards WFD. *Water Sci. Technol.*, **60**: 1979-1988.
- MUXIKA I., BORJA A., BALD J. (2007a) - Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 16-29.
- MUXIKA I., IBAIBARRIAGA L., SÁIZ J.I., BORJA A. (2007b) - Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **349**: 323-333.
- NARAYANASWAMY B.E., COLL M., DANOVARO R., DAVIDSON K., OJAVEER H., RENAUD P.E. (2013) - Synthesis of knowledge on marine biodiversity in European seas: from census to sustainable management. *PLoS-One*, **8** (3), doi: 10.1371/journal.pone.0058909.
- NEHRING S. (2006) - Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgoland Mar. Res.*, **60**: 127-134.
- OCCHIPINTI AMBROGI A. (2007) - Global change and marine communities: alien species and climate change. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 342-352.
- OCCHIPINTI AMBROGI A., MARCHINI A., CANTONE G., CASTELLI A., CHIMENZ C., CORMACI M., FROGLIA C., FURNARI G., GAMBI M.C., GIACCONE G., GIANGRANDE A., GRAVILI C., MASTROTOTARO F., MAZZIOTTI C., ORSI RELINI L., PIRAINO S. (2011) - Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol. Invasions*, **13**: 215-237.
- PEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**: 229-311.
- PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.
- RICE J., ARVANITIDIS C., BORJA A., FRID C., HIDDINK J., KRAUSE J., LORANCE P., RAGNARSSON S.Á., SKÖLD M., TRABUCCO B. (2010) - Marine Strategy Framework Directive - Task Group 6 Report Seafloor Integrity. *JRC Scientific and Technical Reports*: 73 pp.
- ROGERS S.I., TASKER M.L., EARLL R., GUBBAY S. (2007) - Ecosystem objectives to support the UK vision for the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 128-144.
- ROSENBERG A.A., McLEOD K.L. (2005) - Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **300**: 270-274.
- ROSENBERG R., BLOMQUIST M., NILSSON H.C., CEDERWALL H., DIMMING A. (2004) - Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 728-739.
- RUSSO G.F., BALZANO R., CARRADA G.C. (2003) - Prima segnalazione di *Caulerpa taxifolia* ed ulteriori notizie sulla distribuzione di *Caulerpa racemosa* per le coste della Campania (Tirreno centrale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (2): 608-610.

- SALVATI E., ANGIOLILLO M., BO M., BAVESTRELLO G., GIUSTI M., CARDINALI A., PUCE S., SPAGGIARI C., GRECO S., CANESE S. (2010) - The population of *Errina aspera* (Hydrozoa, Stylanderidae) of the Messina Strait (Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **90**: 1331-1336.
- SAMHOURI J.F., LEVIN P.S., HARVEY C.J. (2009) - Quantitative evaluation of marine ecosystem indicator performance using food web models. *Ecosystems*, **12**: 1283-1298.
- SANDULLI R. (2004) - Il ruolo degli indicatori biologici nella valutazione dello stato dell'ambiente marino. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (2): 185-192.
- SANDULLI R., CARRIGLIO D., DEASTIS S., MARZANO A., GALLO D'ADDABBO M., GERARDI D., DE ZIO GRIMALDI S. (2004) - Meiobenthic biodiversity in areas of the Gulf of Taranto (Italy) exposed to high environmental impact. *Chem. Ecol.*, **20** (Suppl. 1): 379-386.
- SHERMAN K., DUDA A.M. (1999) - An ecosystem approach to global assessment and management of coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **190**: 271-287.
- SIMBOURA N., ZENETOS A. (2002) - Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterr. Mar. Sci.*, **3**: 77-111.
- TAGLIAPIETRA D., SIGOVINI M., VOLPI GHIRARDINI A. (2009) - A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Mar. Freshwater Res.*, **60**: 497-509.
- TAVIANI M., REMIA A., CORSELLI C., FREIWALD A., MALINVERNO E., MASTROTOTARO F., SAVINI A., TURSI A. (2005) - First geo-marine survey of living cold-water *Lophelia* reefs in the Ionian Sea (Mediterranean basin). *Facies*, **50**: 409-417.
- TEIXEIRA H., BORJA Á., WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., CADIEN D.B., DAUER D.M., DAUVIN J.-C., DEGRAER S., DIAZ R.J., GRÉMARE A., KARAKASSIS I., LLANSÓ R.J., LOVELL L.L., MARQUES J.C., MONTAGNE D.E., OCCHIPINTI AMBROGI A., ROSENBERG R., SARDÁ R., SCHAFFNER L.C., VELARDE R.G. (2010) - Assessing coastal benthic macrofauna community condition using best professional judgement - developing consensus across North America and Europe. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 589-600.
- TERLIZZI A., ANDERSON M.J., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., WŁODARSKA-KOWALCZUK M., ELLINGSEN K.E. (2009) - Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Diversity and Distributions*, **15**: 450-458.
- TURSI A., MASTROTOTARO F., MATARRESE A., MAIORANO P., D'ONGHIA G. (2004) - Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (Central Mediterranean). *Chem. Ecol.*, **20**: 107-116.
- UGLAND K.I., GRAY J.S., ELLINGSEN K.E. (2003) - The species-accumulation curve and estimation of species richness. *J. Anim. Ecol.*, **72**: 888-897.
- UNDERWOOD A.J., CHAPMAN M.G. (2003) - Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **296**: 49-70.
- VAN HOEY G., BORJA A., BIRCHENOUGH S., BUHL-MORTENSEN L., DEGRAER S., FLEISCHER D., KERCKHOF F., MAGNI P., MUXIKA I., REISS H., SCHRÖDER A., ZETTLER M.L. (2010) - The use of benthic indicators in Europe: from the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 2187-2196.
- VAN HOEY G., DEGRAER S., VINCX M. (2004) - Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian continental shelf. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **59**: 599-613.
- VAN HOEY G., DRENT J., YSEBAERT T.J., HERMAN P.M.J. (2007) - *The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report*. NIOO Rapporten, 2007-02, The Netherlands: 244 pp.
- VASAPOLLO C., GAMBI M.C. (2012) - Spatio-temporal variability in *Posidonia oceanica* seagrass meadows of the Western Mediterranean: shoot density and plant features. *Aquat. Biol.*, **16**: 163-175.
- WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**: 149-158.
- WEISBERG S.B., THOMPSON B., RANASINGHE J.A., MONTAGNE D.E., CADIEN D.B., DAUER D.M., DIENER D., OLIVER J., REISH D.J., VELARDE R.G., WORD J.Q. (2008) - The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecol. Indic.*, **8**: 389-394.

- WILSON J.G., JEFFREY D.W. (1994) - Benthic biological pollution indices in estuaries. In: Kramer K.J.M. (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Baton Rouge: 311-327.
- ZENETOS A., GOFAS S., MORRI C., ROSSO A., VIOLANTI D., GARCÍA-RASO J.E., ÇINAR M.E., ALMOGLI-LABIN A., ATEŞ A.S., AZZURO E., BALLESTEROS E., BIANCHI C.N., BILECENOGLU M., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., GRAVILI C., HYAMS-KAPHZAN O., KARACHLE P.K., KATSANEVAKIS S., LIPEJ L., MASTROTOTARO F., MINEUR F., PANCUCCI-PAPADOPOULOU M.A., RAMOS ESPLÁ A., SALAS C., SAN MARTÍN G., SFRISO A., STREFTARIS N., VERLAQUE M. (2012) - Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr. Mar. Sci.*, **13** (2): 328-352.
- ZENETOS A., GOFAS S., VERLAQUE M., ÇINAR M.E., GARCÍA RASO J.E., BIANCHI C.N., MORRI C., AZZURRO E., BILECENOGLU M., FROGLIA C., SIOKOU I., VIOLANTI D., SFRISO A., SAN MARTÍN G., GIANGRANDE A., KATAĞAN T., BALLESTEROS E., RAMOS-ESPLÁ A., MASTROTOTARO F., OCAÑA O., ZINGONE A., GAMBI M.C., STREFTARIS N. (2010) - Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterr. Mar. Sci.*, **11** (2): 381-493.