

# Applicazione di indici biotici negli ambienti di transizione e marino-costieri del Friuli Venezia Giulia

Giorgio Mattassi, Ida Floriana Aleffi\*, Nicola Bettoso, Luisella Milani, Francesco Tamberlich

ARPA FVG, Via Cairoli 14 – 33057 Palmanova (UD)

\* Referente per la corrispondenza: [floriana.aleffi@arpa.fvg.it](mailto:floriana.aleffi@arpa.fvg.it)

Pervenuto il 6.3.2012; accettato il 12.6.2012

## Riassunto

A seguito dell'entrata in vigore della Direttiva quadro europea sulle acque (WFD, 2000/60/CE) e del suo recepimento nella normativa nazionale (D.lgs. n. 152/06, D.M. n. 131/08, D.M. n. 56/09, D.M. n. 260/10), è cambiato significativamente l'approccio alle problematiche relative alle acque. La necessità di valutare lo stato ambientale ha favorito lo sviluppo di indici biotici in grado di stimare la risposta del biota in funzione della qualità delle acque e delle pressioni antropiche.

Nel corso del processo di classificazione dello stato ecologico delle acque di transizione e marino-costiere, sono emerse alcune criticità legate essenzialmente al tipo di indice utilizzato, alla mancanza di indici specifici per alcuni elementi di qualità biologica ed alle condizioni di riferimento tipo-specifiche. In attesa di una definizione più chiara di metodi, indici e condizioni di riferimento, lo stato ecologico dei corpi idrici è stato determinato attraverso il "giudizio esperto", integrando i risultati ottenuti dall'applicazione degli indici con le conoscenze acquisite nel corso dei monitoraggi progressivi.

PAROLE CHIAVE: bioindicatori / indici / Direttiva 2000/60/CE / acque di transizione / acque marino-costiere

## Application of biotic indices in transitional and coastal waters of the Friuli Venezia Giulia Region

Following the entry into force of the European Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) and its transposition into national legislation (D.lgs. n. 152/06, D.M. n. 131/08, D.M. n. 56/09, D.M. n. 260/10), the approach to water issues has significantly changed. The need to assess the environmental status has encouraged the development of biotic indices to assess the response of the biota to water quality and human pressures.

During the classification process, to assess the ecological status of transitional and coastal waters, there were some problems mainly related to the type of index used, the lack of specific indices for some biological quality elements and the definition of type-specific reference conditions. Waiting for a clearer definition of methods, indices and reference conditions, the ecological status of water bodies has been defined through the "expert judgment", integrating the results obtained from indices with the knowledge gained during the previous monitoring.

KEY WORDS: bioindicators / indices / Directive 2000/60/EC / transitional waters / coastal waters

## INTRODUZIONE

Un indicatore è un "parametro o insieme di parametri che fornisce informazioni su un fenomeno ed il cui significato va al di là delle proprietà direttamente associate al valore del parametro" (OECD, 2003). Gli indicatori biologici sono generalmente rappresentati da comunità o da singole specie, sensibili ai cambiamenti causati da alterazioni ambientali o dall'immissione di sostanze inquinanti in un ecosistema. In particolare gli

indicatori possono fornire informazioni più facilmente percepibili sulla qualità dell'ambiente attraverso variazioni nella struttura della comunità, espressa in termini di ricchezza, abbondanza e biomassa, oppure nell'abbondanza di singole specie. Nel caso in cui il fenomeno da descrivere sia particolarmente complesso, le informazioni si possono sintetizzare attraverso l'utilizzo di indici, che permettono di condensare, generalmente

attraverso un unico numero, l'informazione espressa da uno o più indicatori. Ciò permette di ridurre la complessità dei dati biologici e di renderli più facilmente disponibili nei processi politici decisionali. L'utilizzo di indicatori e indici, porta ad una rappresentazione efficace dell'ambiente da classificare, anche se bisogna tener presente che questi strumenti tendono a fornire una visione semplificata della realtà, che potrebbe portare a valutazioni talvolta errate, vista la complessità delle risposte biotiche.

In seguito all'entrata in vigore della Direttiva quadro europea sulle acque (WFD, 2000/60/CE) e al suo recepimento nella normativa nazionale (decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152), l'approccio alle problematiche relative alle acque è cambiato significativamente. La necessità di valutare lo stato ambientale ha favorito lo sviluppo di indici biotici in grado di stimare la risposta del biota in funzione della qualità delle acque e delle pressioni antropiche presenti.

La Direttiva quadro sulle acque ha lo scopo di proteggere e migliorare la qualità degli ecosistemi acquatici ed impone di raggiungere il buono stato di qualità dei corpi idrici entro il 2015. La valutazione richiesta dalla WFD è basata sulla stima degli elementi di qualità biologica, idromorfologica e fisico-chimica, per sviluppare un sistema di classificazione in grado di definire lo stato ecologico delle acque superficiali all'interno di cinque classi di stato. Alla base di tutti i sistemi di classificazione ci sono le condizioni di riferimento, stabilite considerando dei siti "incontaminati", o in cui l'entità delle pressioni antropiche sia trascurabile. Il rapporto tra lo stato di un elemento di qualità biologica (EQB), in un determinato sito, e le condizioni di riferimento, è definito rapporto di qualità ecologica (RQE). La direttiva fornisce le linee guida generali su come valutare lo stato ecologico, ma ogni Stato Membro deve sviluppare i propri sistemi di classificazione per tutti gli elementi biologici.

Con la pubblicazione dei decreti del MATTM (16 giugno 2008, n. 131; 14 aprile 2009, n. 56; 8 novembre 2010, n. 260) sono stati introdotti, nella legislazione nazionale, i criteri per la tipizzazione, il monitoraggio e la classificazione dei corpi idrici. Lo stato ecologico dei corpi idrici per le acque di transizione e marino-costiere è definito in base ai seguenti EQB: composizione, abbondanza e biomassa del fitoplancton, composizione e abbondanza dell'altra flora acquatica, dei macroinvertebrati bentonici e della fauna ittica, quest'ultima solo per le acque di transizione. I parametri idromorfologici e fisico-chimici sono considerati elementi a sostegno di quelli biologici, al fine di ottenere una classificazione più accurata dello stato ecologico dei corpi idrici. Gli EQB vengono valutati sulla base di indicatori e indici biotici definiti nel

D.M. n. 260/10.

Lo scopo del presente lavoro è quello di presentare i risultati ottenuti nella valutazione dello stato di qualità delle acque di transizione e marino-costiere del Friuli Venezia Giulia e le criticità riscontrate nell'applicazione degli indicatori e degli indici biotici proposti dal D.M. n. 260/10.

## MATERIALI E METODI

### Indici per le acque di transizione

Nel Friuli Venezia Giulia le acque di transizione sono rappresentate principalmente dalla Laguna di Marano e Grado, la seconda per estensione nel territorio nazionale, che si sviluppa su una superficie di circa 160 km<sup>2</sup>. Il monitoraggio, attualmente ancora in corso, è stato effettuato su 17 corpi idrici (Fig. 1), identificati in base alle principali pressioni che insistono sull'area. La classificazione presentata in questo lavoro si basa sui risultati dei campionamenti relativi al periodo 2007-2010.

Gli indici proposti dal D.M. n. 260/10 sono stati applicati ai dati del monitoraggio, analizzando tutti e quattro gli elementi di qualità biologica indicati nella Direttiva europea. Allo stato attuale, per il fitoplancton e la fauna ittica, non sono stati definiti indici specifici, tuttavia nella classificazione dei corpi idrici questi due EQB sono stati comunque valutati. Per il fitoplancton è stata esaminata la presenza/frequenza di fioriture microalgali e la concentrazione di clorofilla *a* e, per la fauna ittica, è stato utilizzato l'indice multimetrico HFI (Habitat Fish Index; FRANCO *et al.*, 2009).

Nel 2007 è stato realizzato un campionamento preliminare per le macrofite in 13 corpi idrici; ai risultati ottenuti è stato applicato l'indice rapido R-MaQI (SFRISO *et al.*, 2007), basato sulla dominanza, copertura e/o presenza/assenza di taxa di particolare interesse ecologico (SFRISO, 2010). Nel caso dei macroinvertebrati sono stati considerati due indici, M-AMBI (MUXIKA *et al.*, 2007; BORJA *et al.*, 2008) e BITS (MISTRI e MUNARI, 2008), entrambi inclusi nel D.M. n. 260/10 e rispondenti a quanto richiesto dalla Direttiva europea, secondo la quale è necessario valutare la diversità e l'abbondanza dei taxa, ma anche il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti. Entrambi gli indici sono stati applicati ai dati dei campionamenti effettuati nel 2008 in 42 stazioni lagunari.

L'indice M-AMBI è un indice multivariato che deriva da una evoluzione dell'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) integrato con l'indice di diversità di Shannon e il numero di specie. L'indice AMBI considera la composizione del popolamento, inserendo ciascuna specie in un gruppo ecologico a seconda della sua sensibilità o tolleranza allo stress ambientale.

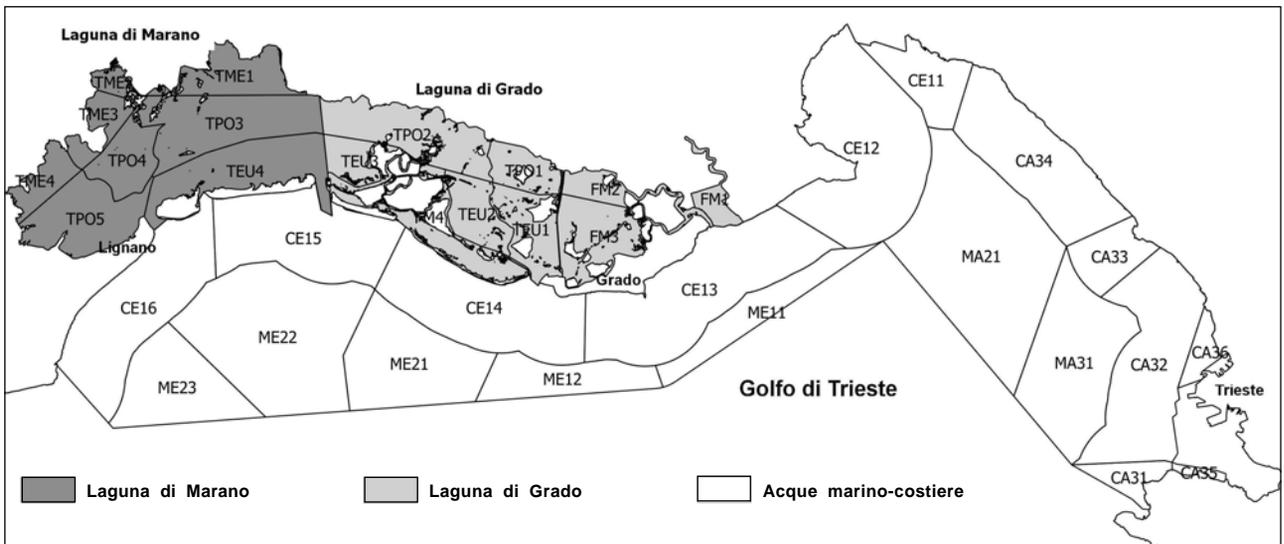


Fig. 1. Corpi idrici delle acque di transizione (Laguna di Marano, Laguna di Grado) e marino-costiere del Friuli Venezia Giulia.

La formula applicata è la seguente:

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

dove %GI, %GII, %GIII, %GIV, %GV sono rispettivamente la percentuale relativa dei diversi gruppi ecologici (GI=specie sensibili; GII=specie indifferenti; GIII=specie tolleranti; GIV=specie opportuniste di secondo ordine; GV=specie opportuniste di primo ordine).

L'indice di Shannon è una misura della diversità che tiene conto sia della ricchezza specifica, sia della proporzione rappresentata da ciascuna specie all'interno della comunità ed è, senza dubbio, uno degli indici di diversità più ampiamente utilizzati. Il calcolo dell'indice M-AMBI prevede l'elaborazione delle tre componenti con tecniche di analisi multivariata; il valore dell'indice varia tra 0 ed 1 e corrisponde al Rapporto di Qualità Ecologica (RQE).

L'indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency) considera la frequenza e il peso delle famiglie presenti nel campione, suddivise in tre gruppi: sensibili, tolleranti, opportuniste. La formula applicata è la seguente:

$$\text{BITS} = \log [(6fI + fII)/(fIII + 1) + 1] + \log [nI/(nII + 1) + nI/(nIII + 1) + 0,5nII/(nIII + 1) + 1]$$

dove:

fI, fII, fIII sono la frequenza delle famiglie rispettivamente sensibili, tolleranti, opportuniste;  
nI, nII, nIII è il corrispondente numero di famiglie.

Per la fauna ittica è stato utilizzato, in via sperimentale, l'Habitat Fish Index, in quanto non è ancora stato

adottato un metodo nazionale. L'indice è basato essenzialmente sulle specie che determinano il 90% dell'abbondanza e della biomassa, sul numero e l'abbondanza delle specie migratrici, sul rapporto biomassa/abbondanza delle specie bentivore e iperbentivore/piscivore. I campionamenti della fauna ittica sono stati effettuati in 16 corpi idrici nella primavera e nell'autunno 2010.

### Indici per le acque marino-costiere

Il litorale del Friuli Venezia Giulia si estende per circa 100 km dalla foce del fiume Tagliamento a Punta Sottile, quest'ultima vicino al confine con la Slovenia. Le acque regionali marino-costiere sono state suddivise in 19 corpi idrici, di cui 12 situati nella fascia costiera entro 3.000 m e 7 in quella marina più al largo fino ad 1 miglio nautico dalla linea di base (Fig. 1). Per la classificazione di questi corpi idrici sono stati considerati due elementi di qualità biologica: il fitoplancton e i macroinvertebrati bentonici.

Per definire lo stato di qualità delle acque attraverso il fitoplancton, il D.M. n. 260/10 ha individuato, come indicatore, la concentrazione di clorofilla *a* superficiale, che fornisce una stima della biomassa microalgale; nella classificazione sono stati utilizzati i dati mensili del triennio 2008-2010.

L'indice applicato ai macroinvertebrati bentonici, campionati a marzo e a novembre 2010, è sempre l'indice M-AMBI, già descritto per le acque di transizione.

Per riassumere i risultati dei principali elementi chimici a sostegno è stato utilizzato l'indice trofico TRIX, che definisce il grado di trofia e il livello di produttività delle acque marino-costiere. Questo indice si basa sui seguenti parametri: clorofilla *a*, ossigeno disciolto, spe-

cie azotate disciolte e fosforo totale. È calcolato secondo la seguente equazione:

$$\text{TRIX} = [\text{Log} (\text{Chl } a \cdot |\text{OD}\%| \cdot \text{DIN} \cdot \text{Ptot}) - (-1,5)]/1,2$$

dove Chl *a* rappresenta il contenuto di clorofilla *a* espresso in  $\mu\text{g/L}$ ,  $|\text{OD}\%|$  è l'ossigeno disciolto come deviazione in valore assoluto dalla saturazione, DIN è la somma delle specie azotate disciolte (ammonio, nitrito e nitrato) espressa in  $\mu\text{g/L}$  e Ptot è il fosforo totale della colonna d'acqua in  $\mu\text{g/L}$ .

L'indice comprende i fattori nutrizionali che concorrono all'incremento della biomassa algale, pertanto riassume in un unico valore i parametri chimici e biologici di un sistema marino costiero riducendone la complessità.

L'EQB macroalghe non è stato per ora considerato, poiché l'indice CARLIT (BALLESTEROS *et al.*, 2007), pur accettato a livello nazionale, non è applicabile alle coste del Golfo di Trieste (FALACE, *com. pers.*). Questo indice, validato nel Tirreno nord-occidentale è stato utilizzato, per ora, solo nel Tirreno, Ionio e Adriatico meridionale. Il suo impiego è basato sulla presenza e abbondanza di alcune specie, alle quali sono attribuiti dei punteggi da 0 a 20, secondo la loro sensibilità o tolleranza agli stress ambientali. Per poter estendere l'applicazione dell'indice CARLIT al Nord Adriatico ed al Golfo di Trieste, la lista delle comunità a supporto dell'indice ed i rispettivi punteggi di sensibilità dovrebbero essere adattati, identificando nuove comunità caratteristiche delle scogliere superficiali tipiche di queste aree, da inserire nelle liste del CARLIT. Nel Golfo di Trieste le comunità "sensibili" e quindi di buona qualità, come descritte nell'elenco dell'indice, talvolta non sono presenti neppure nelle aree non impattate.

### Triade di Qualità dei Sedimenti

Per valutare lo stato di qualità dei sedimenti nei corpi idrici di transizione e marino-costieri del Friuli Venezia Giulia è stata applicata la Triade di Qualità dei Sedimenti (Sediment Quality Triad-SQT), non prevista dai decreti nazionali, ma di grande aiuto per stabilire le condizioni di salute dell'ambiente. I risultati qui riportati sono relativi alle acque di transizione per il periodo novembre 2010, in quanto le attività di analisi ed elaborazione dei dati per le acque marino-costiere sono ancora in corso.

SQT è una procedura integrata che si basa sull'evidenza empirica dei risultati ottenuti (CHAPMAN, 1990; 1996; 2000; DEL VALLS *et al.*, 1998). Consiste nell'integrazione di tre approcci differenti e permette di ricavare un unico valore in grado di fornire una migliore comprensione sull'effettiva qualità dei sedimenti. I

tre approcci sono: chimico (concentrazione dell'inquinante nella matrice), tossicologico (saggi tossicologici con diversi organismi modello) ed ecologico (comunità macrobentoniche).

Per il calcolo dell'indice di qualità del sedimento è stato scelto di operare come altri autori (CHAPMAN, 1990; 1996; 2000; DEL VALLS *et al.*, 1998), considerando, per i parametri chimici, i gruppi di contaminanti (metalli, IPA, PCB, ecc.) e per quelli tossicologici, le classi di tossicità di ciascun test facente parte della batteria (Microtox in fase solida e su elutriato, *Dunaliella tertiolecta* su elutriato, *Acartia tonsa* su elutriato, e *Corophium* sp. su sedimento tal quale). Per l'alterazione sono state considerate le percentuali dei gruppi macrobentonici più significativi ed alcuni indici di diversità (Shannon, Pielou, Simpson).

Per poter utilizzare questo strumento è necessario poter comparare i dati su basi quantitative e quindi utilizzare dati adimensionali che possano essere paragonati ed eventualmente sommati, anche quando ci siano differenze nelle unità di misura. CHAPMAN (1996) propone una normalizzazione dei dati rispetto ai valori di un sito di riferimento. I dati (contaminanti, indici ecologici e saggi di tossicità) vengono convertiti in valori che derivano dai rapporti rispetto al sito di riferimento (RTR):

$$(\text{RTR})_k = (V_i)_k / (V_i)_0$$

dove:

$(\text{RTR})_k$  è il rapporto di riferimento per il parametro *i*-esimo al sito *k*-esimo;

$(V_i)_k$  è il dato determinato dal parametro *i*-esimo al sito *k*-esimo;

$(V_i)_0$  è il dato determinato per il parametro *i*-esimo al sito scelto come riferimento.

I rapporti così ottenuti per tutti i parametri vengono sommati al fine di ottenere, per ogni sito, un indice di contaminazione (IC), un indice di tossicità (IT) ed un indice di alterazione (IA).

È evidente che i risultati dipendono dalla scelta del sito di riferimento ma, allo stato attuale, non esiste una procedura formale per selezionarlo. Il problema nasce dal fatto che spesso può non essere possibile trovare una stazione non inquinata rispetto a tutti i parametri.

Per la scelta della stazione di riferimento, CHAPMAN (1996) propone di confrontare ogni sito con tutti gli altri per calcolare l'indice di degradazione P, che è dato dalla somma dei tre indici (IC, IT, IA). La stazione che presenta l'indice di degradazione più basso viene scelta come stazione di riferimento.

In seguito alla produzione di indici per ognuna delle tre componenti e alla normalizzazione rispetto alla stazione di riferimento, si può rappresentare l'integrazione ottenuta graficamente in un formato a triangolo,

dove i valori indice sono plottati su scale con comune origine e posti a 120° l'uno dall'altro, in modo che ciascuno dei tre valori diventi il vertice di un triangolo. Le misure dei gradi di degradazione  $NP_{\text{triad}}$  derivano dal calcolo e confronto delle aree del triangolo per ciascuna stazione con l'area del triangolo della stazione di riferimento.

## RISULTATI

### Acque di transizione e marino-costiere

Nelle acque di transizione sono stati analizzati tutti gli EQB indicati nella WFD. L'indice R-MaQI (Rapid-Macrophyte Quality Index), per la valutazione dello stato ecologico delle macroalghe e delle fanerogame, ha fatto rilevare condizioni di qualità scarsa nella parte più occidentale della Laguna di Marano e nelle zone dove sfociano vari corsi d'acqua dolce. Una situazione scarsa o cattiva è stata osservata pure nelle zone più confinate, in particolare nell'area più orientale della Laguna di Grado, nei corpi idrici fortemente modificati (FM2 e FM3) (Tab. I) dove, ad eccezione di *Vaucheria submarina* (Lyngbye) Berkeley, le macrofite sono risultate praticamente assenti. Le condizioni di qualità elevata o buona sono state rilevate nelle zone caratterizzate da estese praterie di fanerogame marine, nella parte centrale della laguna e presso le bocche lagunari, maggiormente influenzate dal ricambio marino (FALACE *et al.*, 2009).

L'EQB fitoplancton è stato ugualmente considerato

nella classificazione, pur non essendo ancora definito un indice da applicare, pertanto è stata stimata la concentrazione di clorofilla *a*, che fornisce informazioni sullo stato trofico della colonna d'acqua, e la frequenza delle fioriture microalgali. La concentrazione di clorofilla *a* varia notevolmente in funzione delle stagioni, degli apporti di acque dolci e della marea. Nella Laguna di Marano e Grado, i valori variano tra 0,2 µg/L e 100 µg/L. I valori più elevati sono stati rilevati nella zona più interna della Laguna di Marano, maggiormente influenzata dagli apporti di acque dolci e dove sono state osservate fioriture microalgali. La distribuzione spaziale e la dinamica del fitoplancton sembrano principalmente condizionate dagli apporti di acque ricche di sostanze nutritive, provenienti dai fiumi, alla base delle proliferazioni algali nella parte più interna della Laguna di Marano. La generale scarsità di fitoplancton nel resto della laguna potrebbe essere legata al notevole ricambio idrico dovuto alle correnti di marea e ai diversi tempi di residenza delle masse d'acqua lagunari, che non consentirebbero l'instaurarsi di bloom fitoplanctonici eccetto che in particolari condizioni.

I nutrienti, in particolare l'azoto inorganico disciolto (DIN) ed il fosforo reattivo (P-PO<sub>4</sub>), sono stati utilizzati quali indicatori della trofia del sistema e valutati in base ai limiti di classe individuati per gli elementi fisico-chimici a sostegno (D.M. n. 260/10). Lo stato sufficiente è dovuto ai valori elevati di DIN, mentre il fosforo reattivo è sempre in concentrazioni basse ad

**Tab. I.** Stato di qualità ecologica dei corpi idrici lagunari per gli elementi di qualità biologica e per quelli chimici a sostegno.

|                     | Fitoplancton<br>(2009-2010) | Macrofite<br>(2007) | Macroinvertebrati<br>bentonici (2008) | Fauna ittica<br>(2010) | DIN - P-PO <sub>4</sub><br>(2009-2010) |
|---------------------|-----------------------------|---------------------|---------------------------------------|------------------------|--|
| frequenza           | trimestrale                 | annuale             | annuale                               | semestrale             | mensile                                |
| <b>corpi idrici</b> |                             |                     |                                       |                        |  |
| TEU1                |                             | buono               | buono                                 | buono                  | buono                                  |
| TEU2                |                             | sufficiente         | buono                                 | buono                  | buono                                  |
| TEU3                |                             | buono               | buono                                 | buono                  | sufficiente                            |
| TEU4                |                             | elevato             | buono                                 | sufficiente            | sufficiente                            |
| TPO1                |                             | —                   | sufficiente                           | buono                  | buono                                  |
| TPO2                |                             | scarso              | buono                                 | buono                  | sufficiente                            |
| TPO3                |                             | buono               | buono                                 | buono                  | sufficiente                            |
| TPO4                |                             | buono               | buono                                 | buono                  | sufficiente                            |
| TPO5                |                             | scarso              | buono                                 | buono                  | sufficiente                            |
| TME1                |                             | sufficiente         | buono                                 | sufficiente            | sufficiente                            |
| TME2                | 2 fioriture/anno            | —                   | sufficiente                           | elevato                | sufficiente                            |
| TME3                |                             | scarso              | sufficiente                           | buono                  | sufficiente                            |
| TME4                | 1 fioriture/anno            | scarso              | sufficiente                           | buono                  | sufficiente                            |
| FM1                 | 3 fioriture/anno            | —                   | sufficiente                           | —                      | sufficiente                            |
| FM2                 |                             | cattivo             | sufficiente                           | buono                  | buono                                  |
| FM3                 |                             | cattivo             | sufficiente                           | buono                  | buono                                  |
| FM4                 |                             | —                   | sufficiente                           | buono                  | sufficiente                            |

eccezione di due corpi idrici (TME2 e TME3), situati nella parte più interna della laguna di Marano, dove anche questo indicatore è elevato.

L'applicazione dell'indice M-AMBI per i macroinvertebrati bentonici ha evidenziato uno stato di qualità sufficiente in 8 corpi idrici situati nella fascia più interna della Laguna di Marano, maggiormente soggetta agli apporti fluviali, in cui il numero di specie è ridotto a quelle poche che riescono a sopportare ampie variazioni di salinità. La qualità è sufficiente anche nei corpi idrici fortemente modificati (FM), in cui il ricambio è ridotto, a seguito di alterazioni fisiche dovute all'attività umana. Nei restanti 9 corpi idrici, in cui il ricambio marino è più efficace, le comunità macrobentoniche raggiungono il buono stato di qualità. L'indice BITS, a differenza del M-AMBI, fornisce una valutazione della qualità ambientale generalmente peggiore, con 6 corpi idrici in qualità scarsa, 10 in qualità sufficiente ed uno soltanto in qualità buona. Quasi tutti i corpi idrici sono "declassati" con l'indice BITS, rispetto al M-AMBI (Tab. II).

Per valutare la variabilità dell'indice M-AMBI nel tempo sono stati considerati i risultati dei campionamenti effettuati in 7 stazioni, in 4 periodi diversi (maggio 2008, settembre 2009, gennaio e novembre 2010). Dalla tabella III si può osservare che la variabilità in alcuni corpi idrici è notevole su scala temporale, si passa infatti da uno stato di qualità scarso a uno stato buono (es. TPO5), mentre in altri lo stato di qualità rimane costante in tutti i periodi (TPO1-TEU2).

I risultati preliminari dell'applicazione dell'indice HFI

**Tab. II.** Risultati dell'applicazione degli indici M-AMBI e BITS per i macroinvertebrati bentonici.

| Corpi idrici | M-AMBI      | BITS        |
|--------------|-------------|-------------|
| TEU1         | buono       | scarso      |
| TEU2         | buono       | scarso      |
| TEU3         | buono       | sufficiente |
| TEU4         | buono       | sufficiente |
| TPO1         | sufficiente | scarso      |
| TPO2         | buono       | sufficiente |
| TPO3         | buono       | sufficiente |
| TPO4         | buono       | sufficiente |
| TPO5         | buono       | sufficiente |
| TME1         | buono       | sufficiente |
| TME2         | sufficiente | buono       |
| TME3         | sufficiente | scarso      |
| TME4         | sufficiente | sufficiente |
| FM1          | sufficiente | sufficiente |
| FM2          | sufficiente | scarso      |
| FM3          | sufficiente | sufficiente |
| FM4          | sufficiente | scarso      |

(FRANCO *et al.*, 2009) hanno messo in evidenza che la fauna ittica è in buono stato di qualità, ad eccezione di due corpi idrici in cui la qualità è sufficiente (Tab. I). Tali valutazioni sono da considerarsi preliminari in attesa che questo indice sia ottimizzato, validato ed inserito nella legislazione nazionale.

Per quanto attiene alle acque marino-costiere, sono stati considerati soltanto due elementi di qualità biologica: il fitoplancton e i macroinvertebrati bentonici. Lo stato di qualità del fitoplancton, valutato attraverso il parametro clorofilla *a*, ha evidenziato una qualità buona nei corpi idrici situati nella parte nord-orientale del

**Tab. III.** Risultati dell'indice M-AMBI in 4 diversi periodi di campionamento.

| Corpi idrici | mag-08      | set-09      | gen-10      | nov-10      |
|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| TPO5         | buono       | buono       | sufficiente | scarso      |
| TME3         | sufficiente | buono       | sufficiente | sufficiente |
| TME4         | scarso      | sufficiente | sufficiente | sufficiente |
| TEU4         | sufficiente | buono       | scarso      | buono       |
| TEU2         | buono       | buono       | buono       | buono       |
| TPO1         | sufficiente | sufficiente | sufficiente | sufficiente |
| FM3          | sufficiente | buono       | sufficiente | buono       |

**Tab. IV.** Stato di qualità ecologica dei corpi idrici marino-costieri per gli elementi di qualità biologica e per quelli chimici a sostegno.

| corpi idrici | Clorofilla <i>a</i><br>(2008-2011) | Macroinvertebrati<br>bentonici (2010) | TRIX<br>(2008-2009) |
|--------------|------------------------------------|---------------------------------------|---------------------|
|              | frequenza mensile                  | semestrale                            | mensile             |
| CA31         | buono                              | elevato                               | sufficiente         |
| CA32         | buono                              | elevato                               | sufficiente         |
| CA33         | buono                              | elevato                               | sufficiente         |
| CA34         | buono                              | elevato                               | —                   |
| CA35         | —                                  | —                                     | —                   |
| CA36         | —                                  | —                                     | —                   |
| CE11         | elevato                            | elevato                               | sufficiente         |
| CE12         | elevato                            | elevato                               | sufficiente         |
| CE13         | elevato                            | elevato                               | buono               |
| CE14         | elevato                            | buono                                 | buono               |
| CE15         | elevato                            | elevato                               | sufficiente         |
| CE16         | elevato                            | buono                                 | buono               |
| MA21         | elevato                            | elevato                               | buono               |
| MA31         | buono                              | elevato                               | buono               |
| ME11         | elevato                            | elevato                               | buono               |
| ME12         | elevato                            | elevato                               | buono               |
| ME21         | elevato                            | elevato                               | sufficiente         |
| ME22         | elevato                            | elevato                               | buono               |
| ME23         | elevato                            | elevato                               | buono               |

Golfo ed una qualità elevata nella parte occidentale (Tab. IV).

L'applicazione dell'indice M-AMBI per i macroinvertebrati bentonici ha evidenziato uno stato di qualità elevato in tutti i corpi idrici, ad eccezione di due (CE14, CE16), situati lungo la fascia costiera prospiciente Grado e Lignano Sabbiadoro, in cui la qualità è risultata buona (Tab. IV).

I dati relativi all'indice TRIX sono ancora preliminari, poiché la normativa (D.M. n. 260/10) prevede di considerare il valore medio annuo dell'indice in un triennio, come per la clorofilla *a*, mentre attualmente è disponibile solo il primo anno di dati. Dall'applicazione di questo indice si nota uno stato sufficiente nella parte nord orientale del Golfo di Trieste e generalmente buono nell'area nord-occidentale (Tab. IV).

Integrando i risultati degli EQB e degli elementi a sostegno è stata ottenuta una prima classificazione delle acque di transizione e marino-costiere del Friuli Venezia Giulia. Complessivamente per le acque di transizione è stata rilevata una qualità scarsa nella parte più occidentale della Laguna di Marano, a causa degli apporti di acque dolci ricche in sali nutritivi, associati ad un maggiore confinamento e ad un tempo di residenza delle masse d'acqua più elevato. Un potenziale ecologico scarso è stato osservato anche nelle zone fortemente modificate della parte orientale della laguna, a causa del forte confinamento, mentre i corpi idrici più influenzati dalle acque marine, situati nella parte centrale della laguna, presentano uno stato ecologico buono (Fig. 2).

La classificazione delle acque marino-costiere ha evidenziato una situazione migliore rispetto a quella delle acque lagunari. I corpi idrici costieri sono stati classificati in stato buono e quelli marini, situati più al largo, in stato elevato (Fig. 2).

### Triade di Qualità dei Sedimenti

I risultati della Triade di Qualità dei Sedimenti (SQT) sono riportati per la Laguna di Marano e Grado. I dati chimici (metalli pesanti e inquinanti organici persistenti) ottenuti in 21 siti di campionamento sono stati confrontati con i risultati di tossicità e con quelli delle comunità macrobentoniche. Il primo passo nell'integrazione dei dati raccolti per le triadi di qualità dei sedimenti, mediante rappresentazioni grafiche triangolari, consta nell'individuare un adeguato sito di riferimento. Il sito di riferimento deve avere caratteristiche fisiche comparabili con quelle delle altre stazioni considerate, ma deve essere relativamente meno esposto a sorgenti di contaminazione, così da rappresentare un elemento di paragone "non contaminato", tra le stazioni è stata scelta come riferimento quella che presentava l'indice di degradazione più basso.

L'integrazione dei risultati mostra una situazione discreta per oltre il 76% dei campioni (valori  $NP_{\text{triad}}$  da 0 a 0,99), solo 5 siti mostrano  $NP_{\text{triad}}$  di poco superiore a 1, ad indicare un debole degrado del sedimento. Va notato che in queste 5 stazioni i triangoli non sono sempre simmetrici, ad esempio, nella stazione TME102 (corpo idrico TME1), situata lungo la gronda lagunare (Fig. 3), si ha un indice di contaminazione chimica di 1,65, tale contaminazione sembrerebbe in parte biodegradabile, poiché l'indice di tossicità è di 1,33, ma non si verificano ancora effetti evidenti sugli organismi macrobentonici, infatti, l'indice di alterazione è di poco superiore a quello della stazione di riferimento. Nella stazione TEU301 (corpo idrico TEU3) l'indice di degradazione ( $NP_{\text{triad}}$ ) raggiunge il valore di 1,19, in questo caso il triangolo risulta più simmetrico e, alla contaminazione chimica, segue la tossicità e l'alterazione delle comunità macrobentoniche, questo fa pensare ad una degradazione presente da più tempo rispet-

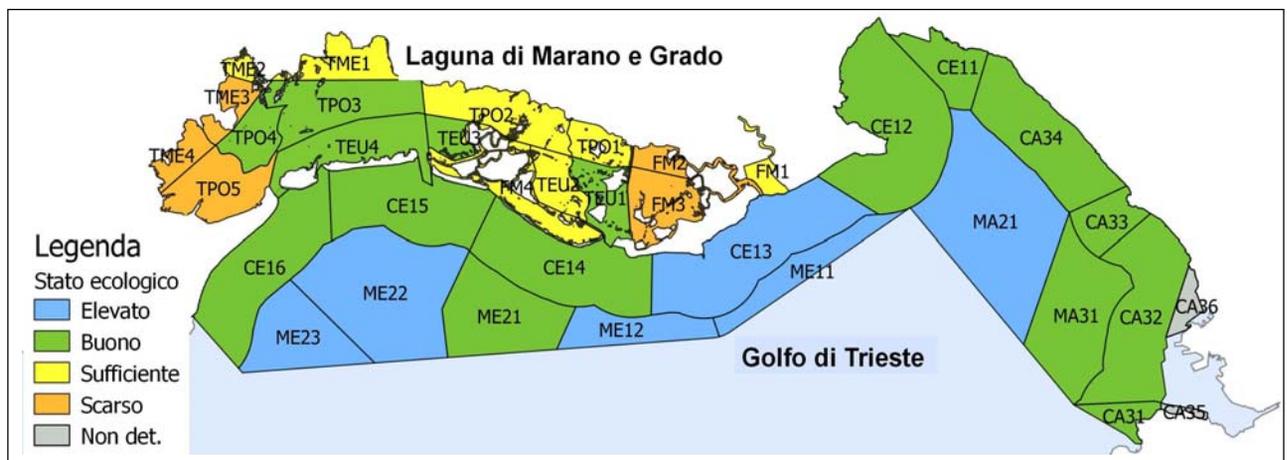
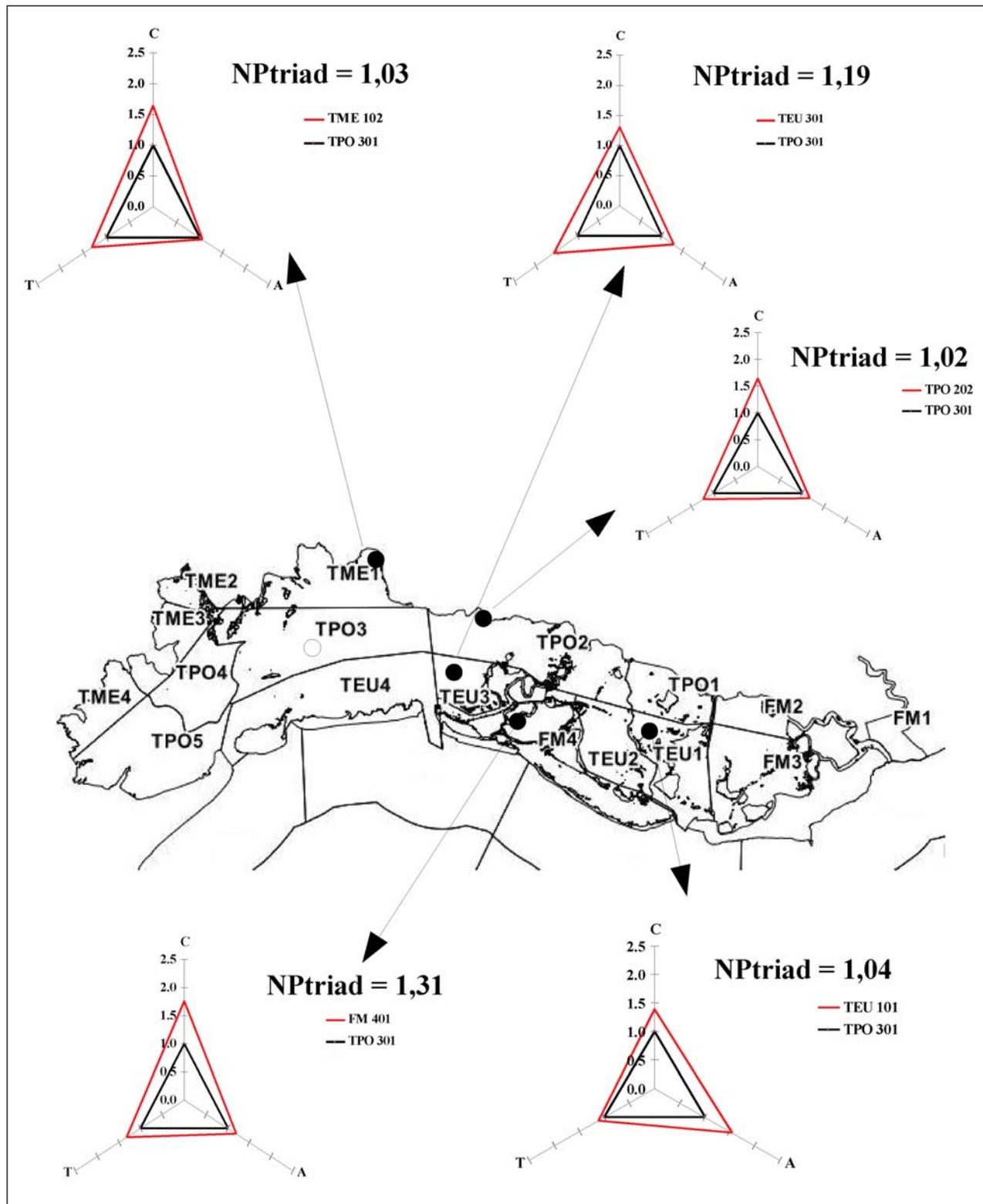


Fig. 2. Stato ecologico delle acque di transizione e marino-costiere del Friuli Venezia Giulia.



**Fig. 3.** Mappa dei corpi idrici lagunari con le 5 stazioni (pallino nero) che, tra le 21 analizzate, hanno presentato l'indice di degradazione del sedimento ( $NP_{triad}$ ) superiore ad 1. La stazione di riferimento è segnata con il pallino bianco ed è rappresentata dal triangolo interno. C: Contaminazione chimica; T: Tossicità; A: Alterazione comunità macrobentonica.

to alla stazione precedente, in quanto gli effetti sulle comunità bentoniche cominciano ad essere percepibili. In questa stazione gli unici contaminanti che superano gli SQA (Standard di Qualità Ambientale) sono il mercurio ( $4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ed il nichel ( $68 \text{ mg kg}^{-1}$ ): gli effetti registrati sull'ambiente e nei test di tossicità potrebbero dipendere dalla biodisponibilità di questi metalli o essere dovuti ad altre sostanze o ad altri fattori non investigati. La stazione con l'indice di degradazione più alto ( $\text{NP}_{\text{triad}} = 1,31$ ) è situata nel corpo idrico fortemente modificato FM4. Il triangolo è abbastanza simmetrico, anche se prevale la contaminazione chimica ( $\text{IC}=1,75$ ), con un indice di tossicità pari ad 1,33 ed un indice di alterazione pari ad 1,20. Anche in questa stazione quindi il livello di degradazione risulterebbe avanzato, gli unici contaminanti superiori agli standard di qualità ambientali sono cromo, mercurio e nichel. Infine, l'ultima stazione con un indice di degradazione significativo ( $\text{NP}_{\text{triad}} = 1,04$ ) è la stazione TEU101 (corpo idrico TEU1), in cui sembra pesare soprattutto la parte dell'indice relativa alle comunità macrobentoniche, che corrisponde a 1,55; in questo caso l'alterazione potrebbe dipendere, oltre che dai contaminanti quali nichel e mercurio, che presentano concentrazioni superiori agli SQA, anche da altri fattori come quelli chimico-fisici. I risultati di questa applicazione preliminare sottolineano la complementarità dei tre approcci e le potenzialità della loro valutazione sinottica nelle acque di transizione, dove la morfologia e l'idrodinamismo sono responsabili di un'ampia varietà di habitat e gradienti.

## DISCUSSIONE

L'applicazione degli indici fissati dal D.M. n. 260/10 ha evidenziato alcune criticità nella classificazione dei corpi idrici, in quanto i risultati spesso non corrispondono alle valutazioni derivanti dalle conoscenze pregresse dei siti.

I risultati ottenuti con l'applicazione dell'indice R-MaQI per le macrofite non sembrano essere correlati, in alcuni casi, ai parametri ambientali. Infatti, a fronte di uno stato di qualità buono per i nutrienti, e quindi a basse concentrazioni di fosforo e azoto, lo stato di qualità appare scarso o cattivo. Nelle situazioni più critiche, in presenza di una comunità molto impoverita, l'indice tende a non distinguere tra "effetto naturale" (confinamento, acque dolci, ecc.) e quello dovuto alle pressioni antropiche. In ambienti complessi quali le acque di transizione l'attribuzione del grado di tolleranza/sensibilità alle specie è un aspetto delicato che può presentare delle criticità (CURIEL *et al.*, 2012; CURIEL e RIMONDO, 2010). Gli studi pertanto dovrebbero essere ulteriormente approfonditi, soprattutto in relazione alle comunità che vivono negli ambienti più confinati della

laguna, per ottenere un indice maggiormente rappresentativo dello stato di qualità.

I risultati finora ottenuti sono ancora preliminari e non considerano tutti i corpi idrici. È auspicabile che un quadro più esaustivo potrà essere fornito dai risultati relativi a due campagne di indagine del 2011.

L'indice M-AMBI per i macroinvertebrati bentonici integra l'indice di diversità di Shannon, il numero di specie e l'indice AMBI. Quest'ultimo considera la composizione del popolamento, inserendo ciascuna specie in uno di 5 gruppi ecologici, a seconda della sua sensibilità o tolleranza allo stress ambientale, come riportato nella lista di circa 5.900 specie, inclusa nel software per il calcolo dell'AMBI. Una delle criticità emerse è dovuta al fatto che l'appartenenza di una specie ad un gruppo ecologico può variare nelle diverse aree geografiche e/o habitat (ROSENBERG *et al.*, 2004; GREMARE *et al.*, 2009). Da questo punto di vista l'indice BITS sembra più appropriato per le lagune italiane, in quanto considera la banca dati delle specie presenti nelle lagune mediterranee. Nel calcolo dell'AMBI, inoltre, non si considera l'aspetto relativo alla variabilità ed ai cambiamenti nella tolleranza/sensibilità delle specie durante il loro ciclo vitale: gli stadi giovanili potrebbero avere una sensibilità diversa rispetto agli individui adulti (ROSENBERG *et al.*, 2004).

Un altro punto da evidenziare è che per determinare lo stress antropico si utilizzano le percentuali di specie sensibili e tolleranti, quando nelle acque di transizione, che sono ambienti "naturalmente" stressati per i forti gradienti (temperatura, salinità, concentrazioni elevate di materia organica), le specie tolleranti rappresentano la maggioranza del popolamento, poiché sono quelle in grado di sopportare queste condizioni. ZETTLER *et al.* (2007) sostengono che il gradiente di salinità agisce come un fattore di stress naturale, il quale incide sulla diversità del benthos in maniera simile all'impatto antropico. Pertanto le specie solitamente considerate indicatrici di disturbo, possono non esserlo in questi ecosistemi e questo rende difficile la distinzione tra l'effetto dello stress naturale e quello causato da un impatto antropico (ELLIOTT e QUINTINO, 2007; DAUVIN, 2007).

Al di là delle criticità intrinseche ai vari tipi di indice, un punto cruciale per una corretta classificazione dello stato di qualità ecologica è la definizione delle condizioni di riferimento, fondamentali per calcolare il rapporto di qualità ecologica (RQE). Nel D.M. n. 260/10, le condizioni di riferimento per i macroinvertebrati bentonici delle acque di transizione sono le stesse per le acque con caratteristiche mesoaline e polialine, mentre queste diverse caratteristiche di salinità determinano la presenza di popolamenti bentonici molto diversi, sia qualitativamente che quantitativamente, nelle rispettive

tipologie della Laguna di Marano e Grado. Lo stesso problema è stato riscontrato con l'indice BITS, per il quale viene imposto un unico valore di riferimento per le tre diverse tipologie (mesoalina, polialina, eualina). Quest'ultimo indice evidenzia condizioni peggiori, quasi per ogni corpo idrico, rispetto all'indice M-AMBI (Tab. II), probabilmente dovute alla mancanza di precise condizioni di riferimento per ogni habitat.

È stato osservato, inoltre, che la classificazione dello stato di qualità durante le stagioni varia, in alcuni casi, dallo scarso al buono nello stesso sito, condizione già osservata per altre lagune mediterranee (BARBONE *et al.*, 2012). REISS e KRONCKE (2005) affermano che gli indici univariati sono molto sensibili alla variabilità stagionale, mentre lo sono in misura minore gli indici multimetrici come l'AMBI. Una sensibilità intermedia si potrebbe verificare per l'indice M-AMBI che integra indici univariati e multimetrici.

Come per le acque di transizione, anche in quelle marino-costiere mancano le condizioni di riferimento di alcune tipologie per poter applicare l'indice M-AMBI, in particolare per le acque a stabilità alta e media.

È importante notare che i macrotipi per le acque marino-costiere si basano sulla stabilità della colonna d'acqua, e che le condizioni di riferimento sono tipo-specifiche. Nel caso delle comunità bentoniche, che vivono a contatto con il sedimento, la stabilità della colonna d'acqua non sembra costituire un fattore determinante per la loro struttura, come lo è invece la granulometria del sedimento. La granulometria, strettamente associata alla profondità e all'idrodinamismo, è un parametro chiave per lo sviluppo di queste comunità, ampiamente riconosciuto come uno dei fattori che più condizionano la loro struttura (PÉRÈS e PICARD, 1964; FRESI *et al.*, 1983; OREL *et al.*, 1987; SNELGROVE e BUTMAN, 1994). Sarebbe quindi essenziale definire delle condizioni di riferimento che considerino anche questo parametro.

Un'ulteriore problematica emersa è il contrasto tra i risultati ottenuti utilizzando l'indicatore "clorofilla *a*" e quelli dell'indice trofico TRIX. Rispetto ai valori di clorofilla *a*, i cui risultati evidenziano uno stato di qualità buono o elevato, viste le concentrazioni medie annuali piuttosto basse di questo parametro, i valori preliminari di TRIX indicano una situazione sufficiente per circa il 40% dei corpi idrici. Questi risultati dovrebbero far presupporre una condizione di eutrofia delle acque, ma, al contrario, si nota una situazione di scarsa produttività, supportata da bassi valori di clorofilla (MOZETIČ *et al.*, 2010; FORNASARO *et al.*, 2006). In parte questo fatto può essere legato alle condizioni di riferimento proposte, che andrebbero affinate, in parte la mancata corrispondenza tra la biomassa fitoplancto-

nica e la disponibilità di sali nutritivi potrebbe essere dovuta ad uno sbilanciamento del rapporto azoto/fosforo (OU *et al.*, 2006), viste le concentrazioni sempre molto basse di fosforo, come riportato in alcuni studi per il Nord Adriatico ed il Golfo di Trieste (BURBA *et al.*, 1994). In questo caso nella classificazione dei corpi idrici, in presenza di un valore dell'indice TRIX che indicava una qualità sufficiente, si è deciso di dare maggior peso ai risultati dell'EQB fitoplancton, visti i bassi valori di clorofilla e l'assenza di fioriture microalgali o fenomeni anossici.

L'utilizzo di più approcci che integrino i diversi aspetti della qualità delle acque e della funzionalità dell'ecosistema, possono aumentare l'affidabilità della valutazione ecologica; per tale motivo è stato considerato l'indice SQT, non previsto dalla normativa, ma in grado di mettere in evidenza un'eventuale degradazione ambientale. Si tratta di un metodo che presenta certamente dei vantaggi nella sua applicazione, ma anche alcuni svantaggi. In particolare i vantaggi sono: (1) la possibilità di integrare informazioni di natura diversa per evidenziare la qualità dei sedimenti, (2) fornire un'interpretazione ecologica delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche e (3) generare indici di classificazione basati sugli effetti. Gli svantaggi più importanti sono costituiti dal fatto che: (1) gli strumenti per valutare la validità statistica delle conclusioni tratte non sono ancora pienamente sviluppati, (2) il metodo non fornisce risultati diretti interpretabili univocamente come relazioni causa-effetto, (3) l'eventuale presenza di contaminanti non misurati può essere rilevante nel causare gli impatti osservati. È inoltre un metodo laborioso e costoso ed i risultati ottenuti sono sito-specifici, ossia dipendono dalla stazione considerata come riferimento rispetto al quale valutare le interazioni.

Integrando le informazioni ottenute da questo metodo con i risultati degli indici per ciascun EQB sono state rilevate, in alcuni casi, delle incoerenze. Ad esempio, nel caso dei corpi idrici TEU1 e TEU3 in cui gli EQB erano tutti in qualità buona, l'SQT evidenziava un indice di degradazione tra i più elevati, mentre si è osservata una buona corrispondenza nei corpi idrici TME1 ed FM4 in cui l'indice di degradazione era alto e la qualità ecologica sufficiente.

Come già evidenziato, i risultati sono strettamente legati alla scelta della stazione di riferimento, per cui le incongruenze rilevate tra i risultati degli EQB e l'SQT possono in parte essere dovute all'individuazione di un'unica stazione di riferimento per l'SQT, anche se le caratteristiche aline e quindi la struttura dei popolamenti bentonici sono diverse a seconda del grado di confinamento dell'area e quindi richiederebbero siti di riferimento tipo-specifici, come per gli EQB.

Come riportato al punto A.4.2. all'Allegato 1 del D.M. n. 56/09, lo stato ecologico di un corpo idrico viene "classificato in base al più basso dei valori riscontrati durante il monitoraggio biologico e fisico-chimico relativamente ai corrispondenti elementi qualitativi classificati", ma viste le criticità emerse nell'applicazione degli indici del D.M. n. 260/10, per valutare lo stato ecologico si è ricorsi, nei casi in cui c'erano evidenti incongruenze tra le risposte degli indici per lo stesso corpo idrico, al "giudizio esperto", valutando i risultati degli indici, le indicazioni fornite dalla Triade di Qualità dei Sedimenti e le conoscenze pregresse.

## CONCLUSIONI

Valutare correttamente lo stato di qualità degli ambienti di transizione e costieri è strategico, perché questi ambienti rappresentano una sintesi della funzionalità ecologica di interi bacini idrografici.

Per determinare uno stato di qualità ecologica dei corpi idrici corrispondente all'effettiva condizione del sistema, si ritiene che siano ancora da approfondire lo studio degli strumenti e delle metodologie e, soprattutto, la definizione dei valori di riferimento. Le condizioni di riferimento dovrebbero essere coerenti con le caratteristiche biotiche e abiotiche dell'habitat e rispettare la naturale variabilità dei diversi elementi di qualità biologica. Questo è un punto chiave nella definizione dello stato di qualità ecologico e proprio per la sua complessità è necessario implementare ancora dataset delle

banche dati per i diversi EQB in modo tale da rivedere, a livello nazionale, i valori proposti e definire quelli mancanti. La soglia tra una comunità in stato sufficiente ed una in stato buono, deve essere identificata con molta attenzione, poiché potrebbe da un lato portare ad attuare misure per il risanamento senza che ce ne sia l'effettivo bisogno, impegnando ingenti risorse economiche, o dall'altro, aspetto ancora peggiore per l'ambiente, a non risanare una zona critica.

Prima ancora, l'errore può essere fatto a livello degli indici, soprattutto per gli ambienti di transizione, in quanto la maggior parte di essi usa il rapporto tra specie sensibili e tolleranti per valutare la qualità dell'ambiente, ma in ambienti, come già detto, naturalmente stressati quali quelli di transizione, distinguere tra influenze antropiche e naturali diventa complesso.

Per le motivazioni sopra esposte, almeno per ora, le acque di transizione e marino-costiere del Friuli Venezia Giulia sono state classificate valutando i risultati ottenuti dall'applicazione degli indici (D.M. n. 260/10), utilizzando strumenti diversi quali l'SQT e tenendo conto delle conoscenze pregresse. Tutte queste informazioni sono state sintetizzate attraverso il "giudizio esperto".

## Ringraziamenti

Per la preziosa collaborazione si ringraziano la dott.ssa Lisa Faresi, il dott. Alessandro Acquavita e il dott. Massimo Celio, che hanno svolto parte della ricerca riportata in questo contributo.

## BIBLIOGRAFIA

- BALLESTEROS E., TORRAS X., PINEDO S., GARCÍA M., MANGIALAJO L., DE TORRES M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 172-180.
- BARBONE E., ROSATI I., REIZOPOULOU S., BASSET A., 2012. Linking classification boundaries to sources of natural variability in transitional waters: A case study of benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, **12**: 105-122.
- BORIA A., MADER J., MUXIKA I., RODRÍGUEZ J.G., BALD J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1377-1379.
- BURBA N., CABRINI M., DEL NEGRO P., FONDA UMANI S., MILANI L., 1994. Variazioni stagionali del rapporto N/P nel golfo di Trieste. In: Alberelli G., Cattaneo-Vietti R., Piccazzo M. (eds.), *Atti del 10° congresso della AIOL*. Alassio: 333-343.
- CHAPMAN P.M., 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution induced degradation. *Science of the Total Environment*, **97-98**: 815-825.
- CHAPMAN P.M., 1996. Presentation and interpretation of Sediment Quality Triad data. *Ecotoxicology*, **5**: 327-339.
- CHAPMAN P.M., 2000. The Sediment Quality Triad: then, now and tomorrow. *International Journal of Environment and Pollution*, **13**: 351-356.
- CURIEL D., RISONDO A., 2010. Indicatori macroalgali applicati alla Laguna di Venezia. In: Bottarin R., Schirpke U., Tappeiner U., Oggioni A., Bolpagni R. (eds.), *Macrofite e ambiente. EURAC Research*. XIX Congresso annuale S.It.E., **3**: 253-266.
- CURIEL D., FALACE A., BANDELI V., RISONDO A., 2012. Applicability and intercalibration of macrophyte quality indices to characterise the ecological status of Mediterranean transitional waters: the case of the Venice lagoon. *Marine Ecology*. DOI: 10.1111/j.1439-0485.2011.00507.x.
- DAUVIN J.C., 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future.

- Marine Pollution Bulletin*, **55**: 271-281.
- DEL VALLS T.A., FORJA J.M., GOMEZ-PARA A., 1998. Integrative assessment of sediment quality in two littoral ecosystems from the Gulf of Candiz, Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **17** (6): 1073-1084.
- ELLIOTT M., QUINTINO V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution. Bul.*, **54**: 640-645.
- FALACE A., CURIEL D., SFRISO A., 2009. Study of the macrophyte assemblages and application of phytobenthic indices to assess the Ecological Status of the Marano-Grado Lagoon (Italy). *Marine Ecology* **30** (4): 480-494.
- FORNASARO D., STRAMI F., CABRINI M., 2006. Fitoplancton in declino nel Golfo di Trieste? *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 234-237.
- FRANCO A., TORRICELLI P., FRANZOI P., 2009. A habitat-specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, **58**: 1704-1717.
- FRESI E., GAMBÌ M.C., FOCARDI S., BARGAGLI R., BALDI F., FALCIAI L., 1983. Benthic Community and Sediment Types: A Structural Analysis. *Marine Ecology* **4**: 101-121.
- GRÉMARE A., LABRUNE C., VANDEN BERGHE E., AMOUROUX J.M., BACHELET G., ZETTLER M.L., VANAUVERBEKE J., FLEISCHER D., BIGOT L., MAIRE O., DEFLANDRE B., CRAEYMEERSCH J., DEGRAER S., DOUNAS C., DUINEVELD G., HEIP C., HERRMANN M., HUMMEL H., KARAKASSIS I., KEDRA M., KENDALL M., KINGSTON P., LAUDIEN J., OCCHIPINTI-AMBROGI A., RACHOR E., SARDÀ R., SPEYBROECK J., VAN HOEY G., VINCX M., WHOMERSLEY P., WILLEMS W., WODARSKA-KOWALCZUK M., ZENETOS A., 2009. Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **382**: 297-311.
- SFRISO A., 2010. Macrophyte Quality Index (MaQI) per la valutazione dello stato ecologico dei sistemi di transizione dell'ecoregione-Mediterranea. In: Bonometto A., Gennaro P., Boscolo Brusà R. (Eds), *Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Linee guida per l'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI)*. ISPRA-Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, 34 pp.
- MISTRI M., MUNARI C., 2008. BITS: A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 587-599.
- MOZETIČ P., SOLIDORO C., COSSARINI G., SOCAL G., 2010. Recent Trends Towards Oligotrophication of the Northern Adriatic: Evidence from Chlorophyll *a* Time Series. *Estuar. Coasts*, **33**: 362-375.
- MUXIKA I., BORJA A., BALD J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**: 16-29.
- OECD - ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2003. Environmental Indicators. Development, measurement and use. Reference paper. 37 pp.
- OREL G., MAROCCO R., VIO E., DEL PIERO D., DELLA SETA G., 1987. Sedimenti e biocenosi bentoniche tra la foce del Po ed il Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Bull. Ecol.*, **18** (2): 229-241.
- OU L., HUANG B., LIN L., HONG H., ZHANG F., CHEN Z., 2006. Phosphorus stress of phytoplankton in the Taiwan Strait determined by bulk and single-cell alkaline phosphatase activity assays. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **327**: 95-106.
- PÈRES J.M., PICARD J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume, Marseille*, **31** (47): 5-137.
- REISS H., KRONCKE I., 2005. Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality. *Marine Pollution Bulletin*, **50** (12): 1490-1499.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*, **49**: 728-739.
- SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F., 2007. Rapid Quality Index, based mainly on Macrophyte Associations (R-MAQI), to assess the ecological status of the transitional environments. *Chemistry and Ecology*, **23** (6): 1-11.
- SNELGROVE P.V.R., BUTMAN C.A., 1994. Animal sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **32**: 111-177.
- ZETTLER M.L., SCHIEDEK D., BOBERTZ B., 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 258-270.