

Indici biologici per la Direttiva Quadro 2000/60/CE: è necessaria un'intercalibrazione trasversale? L'esperienza in Liguria

Marco Bodon^{1*}, Sara Costa², Anna Maria Risso²,
Daniela Rocca³, Federica Morchio², Maurizio Costa⁴

1 c/o Museo di Storia Naturale, Sezione Zoologica de "La Specola", Università di Firenze, Via Romana 17, 50125 Firenze;
Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), Direzione Scientifica, Via Bombrini 8, 16149 Genova.

2 Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), Direzione Scientifica, Via Bombrini 8, 16149 Genova.

3 Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), Dipartimento di Genova, Via Bombrini 8, 16149 Genova.

4 Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente (O.L.P.A.), Via Malta 2/8, 16121 Genova.

* Referente per la corrispondenza: bodonm0@gmail.com

Pervenuto il 18.12.2018; accettato il 1.3.2019

Riassunto

Gli indici biologici proposti per la Direttiva Quadro per le Acque (2000/60/CE), come stabilito dal D.M. 260/2010, sono stati calibrati, per ogni macrotipo, con siti di riferimento, tratti di corsi d'acqua che rappresentano condizioni inalterate o comunque soggette a impatti minimi che non provocano effetti sulle comunità. Nonostante ciò, è stato più volte evidenziato come alcuni indici diano risultati più ottimistici o più pessimistici rispetto alle condizioni attese in base al giudizio esperto. Un'analisi della correlazione tra i diversi indici e i dati fisico-chimici e una verifica con le classi di qualità e con i valori dei siti di riferimento a livello locale, hanno permesso di testare la sensibilità e i rapporti tra questi indici per la valutazione della qualità ambientale nei corsi d'acqua della Liguria. È apparsa evidente una mancanza di uniformità nei criteri stabiliti per valutare le soglie tra le classi di qualità e, quindi, la necessità di una intercalibrazione trasversale a livello nazionale per un giudizio più omogeneo.

PAROLE CHIAVE: macrobenthos / diatomee / macrofite / indici biologici / intercalibrazione trasversale / Liguria

Biological indices for Water Framework Directive 2000/60/EC: is it necessary a transversal intercalibration? The experience in Liguria

Biological indices proposed for the Water Framework Directive 2000/60/EC, and applied as Ministerial Decree 260/2010, have been calibrated, for every macrotype, with reference sites, sections of streams with absence or very low human disturbance with no effects on the biological communities. However, it turned out that some indices give more optimistic or pessimistic results than the expected conditions based on expert judgment. An analysis of the correlation between the different indices and the physical-chemical data and a check with the quality classes and the values of the reference sites at the local level were performed. Therefore, it was possible to verify the sensitivity and the relationships between these indices for the evaluation of environmental quality in the streams of Liguria. A lack of uniformity in the criteria established for assessing the thresholds between the quality classes seems evident. Therefore, a cross-national intercalibration is required for a more homogeneous judgment.

KEY WORDS: macroinvertebrates / diatoms / macrophytes / biological indexes / transversal intercalibration / Liguria

INTRODUZIONE

Con la Direttiva Quadro per le acque (2000/60/CE) e il suo recepimento nella legislazione nazionale (D.Lgs 152/2006; D.M. 260/2010), si è aperta una nuova concezione olistica nel campo del monitoraggio e controllo degli ecosistemi acquatici, dove i parametri biologici hanno assunto un ruolo fondamentale nell'attribuzione

della qualità ambientale, ovvero lo Stato Ecologico, di un corpo idrico superficiale (Fabiani, 2005; Agapito Ludovici *et al.*, 2007; Scanu e Mignuoli, 2017). Lo Stato Ecologico viene raggiunto attraverso una serie di indagini sui diversi Elementi di Qualità Biologica (EQB): macrobenthos, fitobenthos (diatomee), macrofite

e comunità ittiche, ciascuno valutato attraverso indici specifici, mediati sui diversi campionamenti annuali ed espressi in classi di qualità.

Gli indici biologici del D.Lgs 152/06 dovrebbero valutare diverse tipologie di impatti a seconda delle componenti prese in esame. Per il macrobenthos, l'indice STAR_ICMi è un indice multimetrico che si basa su diverse metriche: di tolleranza, di abbondanza/habitat, e di ricchezza/diversità (Buffagni e Erba, 2007). Dovrebbe quindi valutare non solo lo scadimento causato da inquinamento organico o eutrofizzazione, ma anche impatti derivanti dalla presenza di sostanze tossiche o da degradazione e alterazione dell'habitat. Invece, per le diatomee e le macrofite, gli indici proposti dovrebbero valutare esclusivamente la compromissione derivante da apporti organici e/o da eutrofizzazione. Infatti, l'indice per le diatomee, l'ICMi (Mancini e Sollazzo, 2009), si basa sulla media di due sub-indici, il sub-indice di sensibilità agli inquinanti IPS (CEMAGREF, 1982) e il sub-indice trofico TI di Rott (Rott *et al.*, 1999); l'indice rileva impatti derivanti da inquinamento organico, di tipo saprobico e trofico. Per le macrofite, l'indice utilizzato in Italia, l'IBMR, rileva lo stato trofico (AFNOR, 2003). Anche il LIMeco, l'indice basato sui parametri fisico-chimici, i parametri macrodescrittori, prende in considerazione i parametri indicatori di apporto organico e di stato trofico: la percentuale di saturazione dell'ossigeno disciolto, la concentrazione di azoto ammoniacale, di azoto nitrico e di fosforo totale (D.M. 260/2010).

Ciascun indice è stato messo a punto attraverso esercizi di intercalibrazione a livello europeo, e normalizzato (EQR, Rapporto di Qualità Ecologica, ossia il rapporto tra il valore osservato e il valore di riferimento di quell'elemento di qualità) in base ai valori di riferimento rilevati nei siti non soggetti a pressioni antropiche significative, ovvero i siti di riferimento, separatamente per le diverse tipologie di corpo idrico. In questa fase sono state stabilite, per ciascun indice e ciascuna tipologia, le soglie corrispondenti agli intervalli che definiscono cinque classi di qualità. Le prime due classi (elevato e buono), sono conformi agli obiettivi della Direttiva, le altre tre (moderato, scarso, cattivo) comportano la necessità di interventi di risanamento. Nel giudizio di qualità complessivo intervengono anche altri elementi di qualità: condizioni idromorfologiche, alcuni parametri fisico-chimici indicatori di eutrofizzazione, elaborati attraverso l'indice LIMeco, e altri parametri chimici rappresentati dalle sostanze non prioritarie (Tab. 1/B del D.M. 260/2010, sostituita dalla Tab. 1B del D.Lgs 172/2015). Il giudizio finale, lo Stato Ecologico (SE), si ottiene considerando il giudizio peggiore dei diversi parametri biologici, integrato da questi ultimi indicatori.

L'esperienza di ARPA Liguria, condotta dal 2008 al 2017 su molte stazioni di monitoraggio che rappresentano 186 corpi idrici fluviali della regione, ha

dimostrato che gli elementi idromorfologici e quelli fisico-chimici e chimici contribuiscono molto marginalmente nel determinare la classe di qualità per lo Stato Ecologico. Comunque essi non comportano quasi mai uno scadimento di qualità nelle classi inferiori allo stato Buono rispetto ai parametri biologici. Il macrobenthos, le diatomee e le macrofite, quindi, assumono il ruolo fondamentale nel giudizio di qualità. Generalmente il giudizio ottenuto dalla comunità diatomatica è quasi sempre migliore di quello del macrobenthos che, a sua volta, è sovente migliore di quello della comunità macrofitica. Sembra quindi che la sensibilità di queste tre comunità sia differente, alcune componenti mostrerebbero una maggiore sensibilità rispetto ad altre, ma non è chiaro se sia realmente così. Per gli indici diatomatico e macrofitico, essendo entrambi in grado di valutare specificatamente l'impatto di tipo trofico o di inquinamento organico, ci si aspetterebbe la restituzione di risultati con un andamento simile; più interpretabile è lo scostamento di questi dal risultato che si ottiene con l'indice macrobentonico, visto che è in grado di valutare anche impatti dovuti all'alterazione dell'habitat. Il presente studio è quindi finalizzato alla verifica delle discordanze tra i risultati dei diversi indicatori biologici e all'approfondimento delle possibili cause.

MATERIALI E METODI

Area di studio e dati utilizzati

I dati relativi al macrobenthos, diatomee e macrofite sono stati raccolti in numerose campagne di monitoraggio nei principali corsi d'acqua della Liguria, realizzate dal personale dell'Agenzia Regionale per l'Ambiente Ligure (ARPAL) e da consulenti esterni dell'Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente (O.L.P.A.), in base a specifiche convenzioni. Il periodo considerato comprende le raccolte effettuate a partire dal 2008 fino al 2017 compreso, su 107 stazioni a regime perenne distribuite su quasi tutti i corpi idrici della Liguria. Il macrobenthos è stato raccolto durante tre campagne annuali, primaverile (tra aprile e i primi di giugno), estiva (nel mese di luglio) e autunnale (settembre-primi di ottobre); contemporaneamente sono state campionate anche le diatomee nella campagna primaverile e autunnale. Le macrofite sono state anch'esse raccolte in primavera-inizio estate (fine maggio-luglio) e in autunno (fine agosto-settembre), anche se in date diverse. Le analisi di campo e i prelievi fisico-chimici per i parametri del LIMeco sono stati effettuati in quattro campagne annuali, una invernale non associata al monitoraggio biologico, mentre le restanti tre in concomitanza con i campionamenti dei macroinvertebrati. La fauna ittica, nonostante il suo ruolo importante per la valutazione dell'ambiente fluviale, è stata campionata solo in alcune stazioni di monitoraggio e pertanto non è stata valutata

nel giudizio complessivo, anche per le problematiche inerenti le comunità di riferimento della Liguria.

Non sono stati presi in esame i campionamenti sui corsi d'acqua temporanei, sia perché in numero limitato, sia perché privi del campionamento tardo estivo-autunnale, sia perché i valori dei limiti di classe, per il macrobenthos e per le diatomee sono differenti da quelli per i fiumi perenni, e quindi richiederebbero un'elaborazione a parte.

Sono stati esclusi dall'elaborazione anche i campionamenti relativi al tratto ligure del Fiume Magra, corpo idrico considerato di grandi dimensioni in relazione all'ampiezza del bacino imbrifero secondo il D.M. 131/2008 sulla tipizzazione dei corsi d'acqua, anche se l'asta fluviale è piuttosto breve. Infatti, si è constatato come alcuni valori dell'indice diatomico ICMi siano anomali (superiori a 1,20 come EQR). È evidente che i valori di riferimento dei sub-indici che compongono l'indice diatomico stabiliti dal D.Lgs 152/06 per la tipologia M2 (fiumi medi e grandi di pianura) non sono consoni alla tipologia in esame. D'altra parte è stato stabilito per un fiume medio o grande di pianura un valore soglia di riferimento del sub-indice IPS più basso (14,8) di quello per un fiume molto grande di pianura (16,8) e ciò risulterebbe contrastante rispetto a quanto stabilito per gli altri indici o sub-indici biologici.

Sono stati quindi utilizzati tutti gli altri dati disponibili sui corpi idrici perenni, da quelli molto piccoli a quelli di dimensioni medie, a eccezione di due casi, nettamente anomali, dove gli impatti sono particolari: il Torrente Gromolo, per la presenza di acque acide dovute al dilavamento delle miniere abbandonate di Libiola, e l'ultimo tratto del Torrente Lerone, per l'apporto di acque di falda inquinate da cromo.

Per poter confrontare i valori degli indici, i dati sono stati raggruppati per stagione e per anno; inoltre sono state prese in esame solo le campagne complete di tutte le componenti biologiche (quindi soprattutto quelle primaverili e autunnali). Invece il LIMeco è stato mediato per stazione su tutti gli anni di monitoraggio, in quanto questo dato è risultato più significativo rispetto al valore del singolo anno. In totale, per questo studio, sono stati utilizzati 234 campionamenti stagionali in comune tra le tre componenti biologiche, completi del LIMeco. Inoltre sono stati presi in considerazione i valori ottenuti nei 10 siti di riferimento liguri, per un totale di 70 per il macrobenthos, 62 per le diatomee e 42 per le macrofite.

I campionamenti per il macrobenthos, finalizzati all'applicazione dell'indice STAR ICMi, sono stati effettuati secondo il metodo multihabitat-proporzionale (Buffagni e Erba, 2007; Buffagni *et al.*, 2014), tramite prelievi quantitativi su 10 repliche per un totale di 1 m² di superficie di substrato, nel mesohabitat riffle. Infatti, in Liguria, il campionamento su questo mesohabitat è

risultato più significativo, mentre il campionamento su pool è apparso generalmente più povero in taxa e ha dato valori più bassi rispetto a quanto previsto. I taxa, determinati a livello di unità sistematiche IBE (Ghetti, 1997) e raggruppati a livello di famiglia, sono stati processati con il software MacrOper (Buffagni e Belfiore, 2013). Per le diatomee si è seguito il protocollo di campionamento e analisi di ISPRA (Mancini *et al.*, 2014) e il calcolo degli indici diatomici è stato effettuato tramite il software OMNIDIA (Lecointe *et al.*, 1993). Per le macrofite si è adottato il protocollo di campionamento ISPRA (Minciardi *et al.*, 2014), mentre per il calcolo dell'indice IBMR i dati sono stati caricati e processati da un software realizzato da ARPAL. I dati relativi ai parametri macrodescrittori sono stati ottenuti in base ai risultati delle analisi dei parametri fisico-chimici e chimici, ed elaborati tramite l'indice LIMeco (D.Lgs 152/06).

Analisi dei dati

Per l'elaborazione dei dati si è proceduto alla verifica dei valori soglia di ciascun indice con tre metodiche diverse, con parametri, per quanto possibile, indipendenti tra loro, in modo da controllare se i risultati fossero concordi. Considerando come A il criterio di legge (D.M. 260/2010), i tre criteri scelti per questa verifica sono i seguenti:

- B Regressione lineare con il LIMeco, indicatore che rileva un tipo di impatto (inquinamento organico) preponderante nei corpi idrici della Liguria, impatto ben rilevato anche da tutti i tre indicatori biologici. Questo criterio si basa su elementi fisico-chimici, del tutto indipendenti dai parametri biologici; solo per comparare i tre indicatori e calibrare le classi di qualità si è fatto riferimento alla scala adottata per il macrobenthos, definita su criteri più oggettivi e intermedia rispetto a quella degli altri due indicatori; i valori sono stati quindi tarati rispetto al valore tra le classi 1-2 per il macrobenthos e poi ripartiti equamente nelle altre classi.
- C Regressione lineare con la classe di qualità ecologica complessiva (CQ). Questa metodica presuppone che la CQ complessiva, ottenuta dalla media delle CQ dei tre indicatori biologici per ciascun campionamento, sia attendibile e indicativa delle condizioni del corpo idrico. Questo criterio è dipendente, ovviamente, dai parametri biologici, ma la scala dei valori viene calibrata su tutti i tre parametri, considerati alla pari, prendendo il valore medio delle rispettive tre CQ e quindi smorzando i valori sovra- e sottostimati.
- D Calibrazione in base alla verifica della concordanza con i valori di riferimento relativi ai siti liguri. Dato che si dispone, per ciascun indicatore, di una serie di valori sulle stazioni che rappresentano condizioni pressoché inalterate, e quindi riferibili allo stato

elevato (1^a CQ), il valore soglia tra la 1^a e 2^a CQ è stato stabilito in base al 25° percentile dei valori ottenuti dai siti di riferimento, dividendo poi l'intervallo rimanente in parti uguali. Questo criterio valuta indipendentemente ogni singolo indicatore biologico; ciascuno viene calibrato in base ai propri valori di riferimento e, infine, vengono poi confrontati i risultati.

La regressione lineare è stata calcolata in modo ortogonale alla retta (minima distanza quadratica ortogonale tra i punti e la retta), in modo tale da svincolare la dipendenza di una variabile rispetto all'altra.

Il livello di significatività delle correlazioni è stato testato tramite il coefficiente di correlazione di Pearson (*r*). Quindi è stata confrontata la distribuzione di ciascuna componente nelle diverse classi di qualità, in base ai valori stabiliti dal D.Lgs 152/06, con la distribuzione delle classi di qualità ottenute in base ai valori dei tre metodi adottati.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I corsi d'acqua liguri presentano generalmente condizioni inalterate o poco compromesse nei tratti superiori, mentre nei tratti medi e inferiori ricevono impatti soprattutto a causa di reflui civili; in alcuni casi, come per il Torrente Polcevera o per il Torrente Scrivia, si sommano reflui industriali. La compromissione provocata dall'inquinamento organico è sovente aggravata dalla carenza idrica, dovuta sia alla siccità insistente, derivante anche dai cambiamenti climatici, sia ai forti prelievi per uso civile e irriguo. Inoltre, il potere autodepurativo dei corsi d'acqua è spesso compromesso dal taglio indiscriminato della vegetazione riparia e da frequenti lavori in alveo.

Le tipologie dei corsi d'acqua liguri, considerate nell'elaborazione, si differenziano soprattutto in base alle dimensioni del bacino (corsi d'acqua molto piccoli, piccoli e medi, con soglie tra le classi di qualità leggermente diverse solo per il macrobenthos) e per l'idroecoregione (Alpi Mediterranee e Appennino Set-

tentrionale), parametro non considerato per le soglie.

Gli indici biologici del D.Lgs 152/06 (EQB) sono stati messi a punto e tarati durante gli esercizi di intercalibrazione a livello europeo e sono stati normalizzati in base alle stazioni di riferimento (siti con impatti non significativi) in un range 0-1 o poco oltre (EQR). Questo processo è stato comunque un po' penalizzato per la diversa e incompleta tipologia dei corsi d'acqua esaminati (van de Bund *et al.*, 2004), rispetto a quelli stabiliti dal decreto sulla tipizzazione (D.M. 131/2008), e per la carenza di siti di riferimento appropriati, specialmente nell'Italia mediterranea e particolarmente nel territorio ligure.

I valori degli EQR sono stati poi suddivisi in cinque classi di qualità, ma il procedimento per definire i limiti di classe, ovvero le soglie, non è stato lo stesso. Si è stabilito, infatti, che tali valori soglia non siano univoci ma dipendano dai diversi metodi di approccio biologico adottati da ciascuna nazione; i valori soglia possono essere armonizzati solo nei casi in cui i metodi siano gli stessi e sussistano contemporaneamente determinate condizioni, quali il medesimo protocollo di campionamento e l'assenza di differenze biogeografiche nelle comunità (European Commission, 2005, 2011). I valori soglia per l'Italia sono stati ufficializzati dal D.M. 260/2010 e, per l'area geografica mediterranea, riconfermati recentemente dalla Decisione (UE) 2018/229 della Commissione. Relativamente al macrobenthos, il valore soglia dell'indice STAR_ICMi tra buono ed elevato è stato definito in base al 25° percentile dei valori sui siti di riferimento e le altre soglie dividendo l'intervallo rimanente in parti uguali (Buffagni e Erba, 2007). Per le diatomee i valori soglia tra buono ed elevato e tra moderato e buono derivano dai valori minimi accettabili elaborati nel processo di intercalibrazione (van de Bund, 2009; Decisione della Commissione 2013/480/UE), esercizio al quale l'Italia non ha partecipato. Per le macrofite i valori soglia sono stati definiti nel processo di intercalibrazione in base al giudizio esperto (Decisione della Commissione 2013/480/UE), mentre per il LIMeco

Tab. I. Valori limite di classe per gli EQR e il LIMeco nei corsi d'acqua perenni nell'area geografica mediterranea. **Criterio A:** soglie stabilite dal D.M. 260/2010 per le componenti biologiche e per il LIMeco; le soglie per il macrobenthos, leggermente differenti in relazione alla tipologia relativa alle dimensioni dei corsi d'acqua (M1 per i corsi d'acqua molto piccoli e piccoli, M4 per quelli di medie dimensioni) sono qui rappresentate dal valore medio. **Criterio B:** valori limite di classe per le componenti biologiche e per il LIMeco calibrati in base alla regressione lineare tra questi EQR e il LIMeco, tarati rispetto al valore tra le classi 1-2 per il macrobenthos e poi ripartiti equamente nelle altre classi. **Criterio C:** valori limite di classe per gli EQR calibrati in base alla regressione lineare rispetto al valore medio della CQ per ciascun campionamento. **Criterio D:** valori limite di classe per gli EQR ricavati in base alle soglie per le classi di qualità elaborate, per ciascuna componente biologica, a partire dal 25° percentile dei valori ottenuti dai siti di riferimento della Liguria.

Limiti di classe	Macrobenthos				Diatomee				Macrofite				LIMeco	
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B
Elevato/Buono	0,96	0,95	0,92	0,88	0,80	0,95	0,93	0,96	0,90	0,89	0,89	0,93	0,66	0,89
Buono/Moderato	0,71	0,67	0,73	0,66	0,61	0,66	0,71	0,72	0,80	0,72	0,74	0,70	0,50	0,71
Moderato/scarso	0,48	0,39	0,53	0,44	0,51	0,38	0,49	0,48	0,65	0,56	0,59	0,47	0,33	0,53
Scarso/Cattivo	0,24	0,10	0,34	0,22	0,25	0,09	0,27	0,24	0,50	0,39	0,45	0,23	0,17	0,34

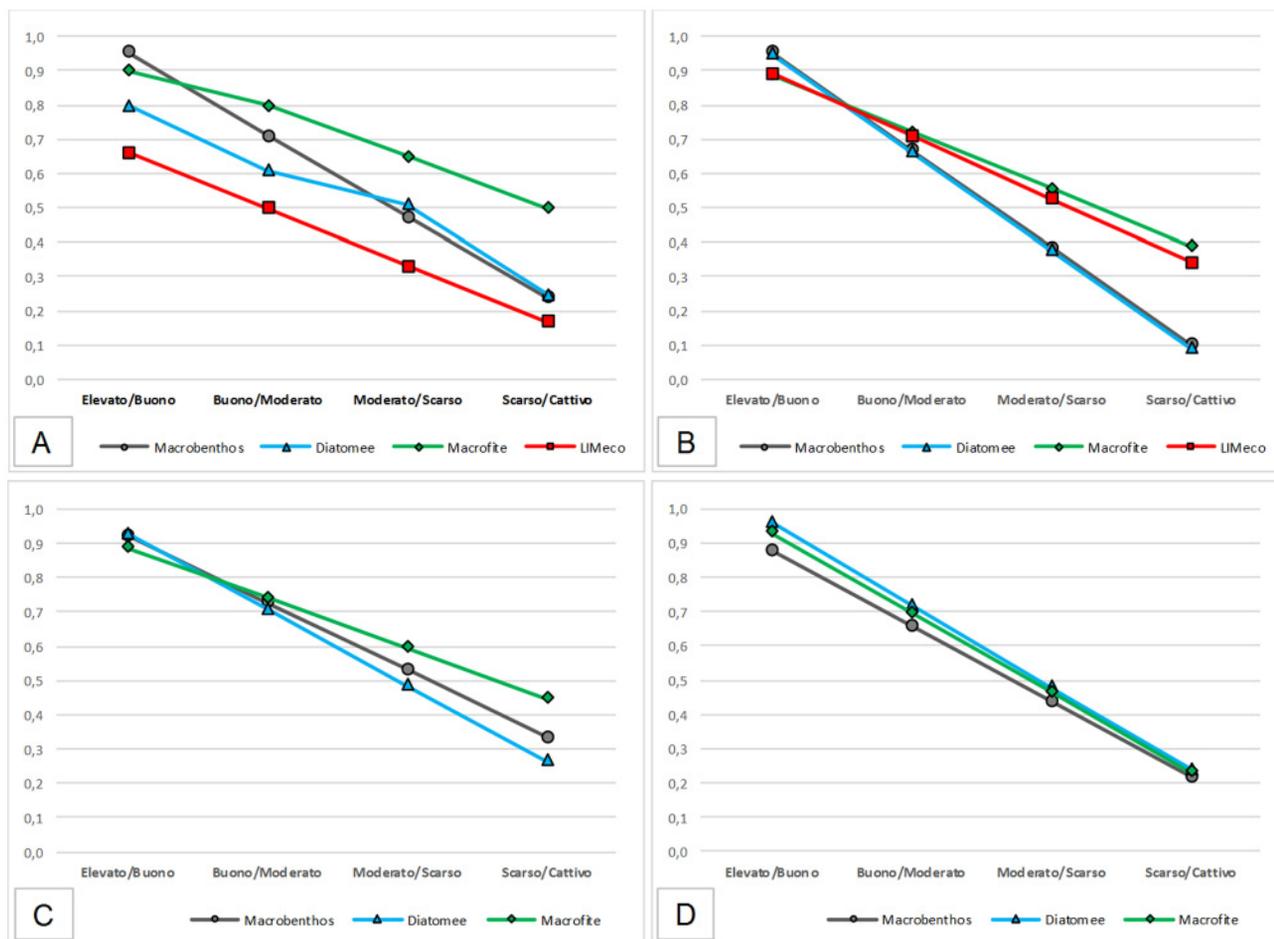


Fig. 1. Rappresentazione grafica dei valori soglia per le classi di qualità, per gli EQR e per il LIMeco, nei corsi d'acqua perenni nell'area geografica mediterranea secondo i criteri riportati in Tab. I (vedi legenda). **A:** in base al D.M. 260/2010. **B:** in base alla correlazione tra il LIMeco e gli indici biologici. **C:** in base alla correlazione tra la CQ media e gli indici biologici. **D:** a partire dal 25° percentile dei valori ottenuti dai siti di riferimento della Liguria.

il valore soglia tra buono ed elevato è stato definito in base al 10° percentile dei valori sui siti di riferimento e le altre soglie dividendo l'intervallo rimanente in parti uguali (D.M. 260/2010) (Tab. I, criterio A; Fig. 1 A). È evidente che non solo la definizione della prima classe presenta un valore soglia piuttosto differente (macrobenthos e macrofite più alto, quindi più restrittivo, diatomee meno restrittivo, LIMeco ancora meno), ma anche il trend delle soglie successive, per diatomee e macrofite, non segue un andamento lineare (limitato range per la 2^a classe per le macrofite e limitato range per la 3^a classe per le diatomee).

Se si esaminano i risultati dei campionamenti sui corsi d'acqua liguri, per ogni componente, ripartiti nelle rispettive classi di qualità, la percentuale di ciascuna sembra condizionata dai diversi valori stabiliti nel definire le soglie (Fig. 2 A).

Per quanto riguarda il criterio A (Fig. 2 A), il macrobenthos è poco rappresentato nella 1^a classe (soglia 1^a-2^a

alta), ma la distribuzione delle classi seguenti mostra un andamento regolare decrescente. Le diatomee sono molto rappresentate nella 1^a classe (soglia 1^a-2^a bassa), ma poco nella 3^a classe rispetto alle classi adiacenti (range della 3^a classe ristretto). Le macrofite sono poco rappresentate nella prima classe, al pari del macrobenthos (soglia 1^a-2^a piuttosto elevata) ma seguono un andamento anomalo in quanto la 2^a classe è meno consistente della 1^a mentre la percentuale della 3^a aumenta rispetto alle prime due (range della 2^a classe ristretto e soglie successive alte). Per le macrofite l'indice IBMR è l'unico ad essere utilizzato in più di due nazioni europee compresa l'Italia. Anche se non sussistono le condizioni per una intercalibrazione dei valori soglia tra le diverse nazioni, questi valori sono alquanto discordanti tra loro (Decisione (UE) 2018/229 della Commissione). In particolare, per l'Italia, il valore soglia tra lo stato Buono e Moderato è il più alto e il range tra i valori soglia della classe Elevata/Buona e Buona/Moderata è

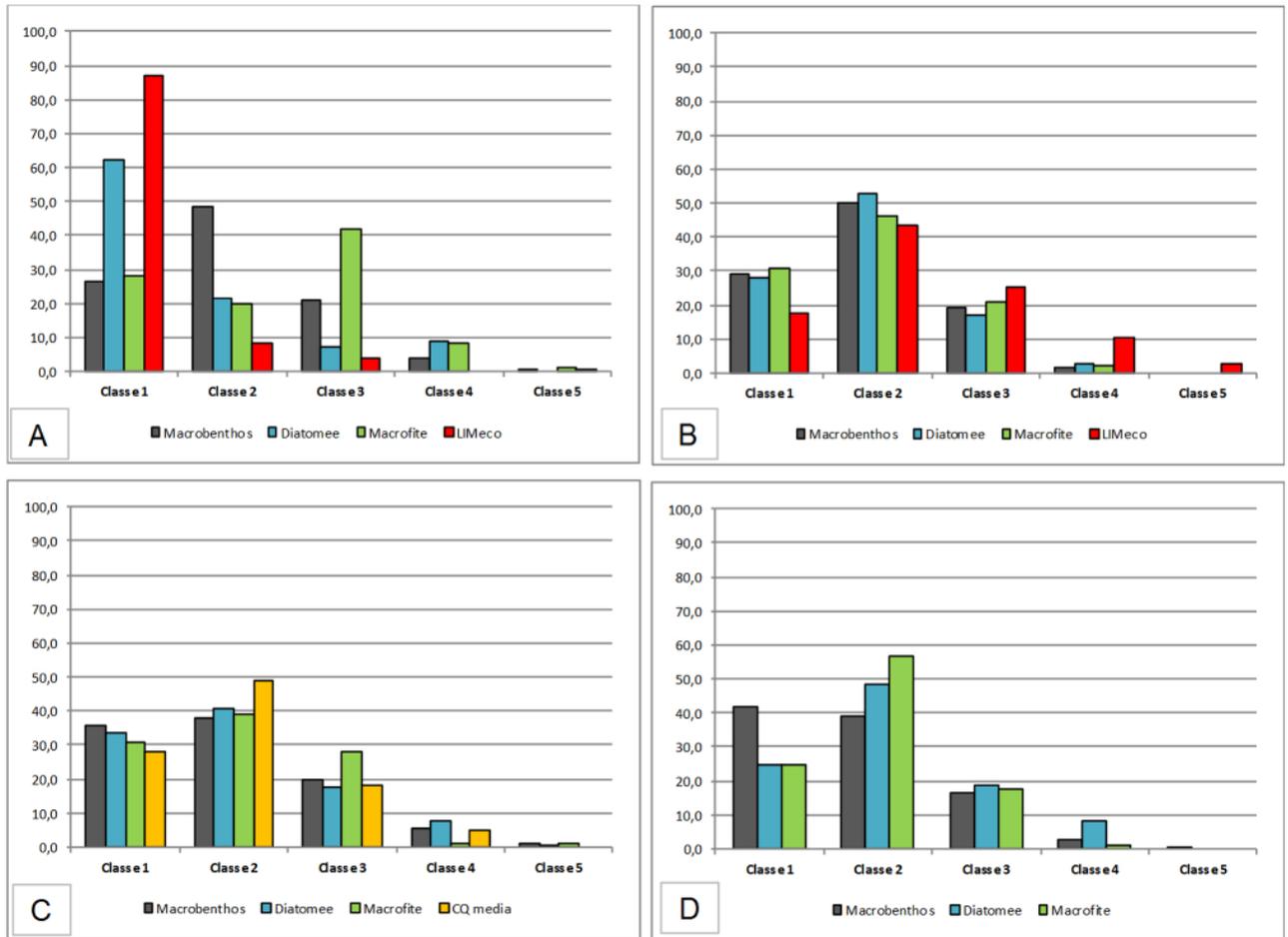


Fig. 2. Ripartizione in percentuale delle classi di qualità per gli EQR e per il LIMeco sui campionamenti liguri, nei corsi d'acqua perenni dell'area geografica mediterranea. **A:** ripartizione in base alle soglie stabilite dal D.M. 260/2010. **B:** ripartizione in base alle soglie per le classi di qualità ottenute dalla correlazione tra il LIMeco e gli indici biologici. **C:** ripartizione in base alle soglie per le classi di qualità ottenute dalla correlazione con la CQ media e gli indici biologici. **D:** ripartizione in base alle soglie per le classi di qualità elaborate, per ciascuna componente biologica, a partire dal 25° percentile dei valori ottenuti dai siti di riferimento della Liguria.

il più basso rispetto agli altri paesi mediterranei quali Portogallo, Spagna, Francia, Grecia e Cipro (Fig. 3). Questo potrebbe spiegare la scarsa consistenza della classe seconda rispetto alle classi adiacenti.

Per verificare se i risultati della classificazione in base ai diversi indicatori siano distorti, poiché condizionati da valori soglia poco calibrati, o se tali risultati dipendano da una effettiva diversa ripartizione tra le classi in base ai vari indicatori, a causa di una sensibilità differente, è necessario innanzi tutto verificare la correlazione tra gli indicatori.

La correlazione tra i tre indici biologici, verificata a coppie tramite il coefficiente di correlazione r di Pearson, è molto buona e risulta sempre altamente significativa (tra macrobenthos e diatomee: $r = 0,66$, $p\text{-value} < 0,01$; tra le macrofite e il macrobenthos: $r = 0,49$, $p\text{-value} < 0,01$; tra le macrofite e le diatomee: $r = 0,51$, $p\text{-value} < 0,01$) (Fig. 4).

La linea di tendenza con maggiore significatività è

rappresentata da una curva (polinomiale o esponenziale), ma in tutti i casi si avvicina ad una retta, soprattutto nel tratto centrale del grafico; d'altronde la linea di tendenza rappresentata da una retta presenta valori di R^2 quasi uguali e ha anch'essa la stessa significatività (sempre altamente significativa in base al coefficiente di correlazione r di Pearson). Mentre tra il macrobenthos e le diatomee l'andamento della linea di tendenza ha intervalli equivalenti sui due assi, e quindi i valori dei due indici sono allineati grosso modo sulla stessa scala, la linea di tendenza per le macrofite ha un intervallo minore (asse Y) rispetto a quello del macrobenthos o delle diatomee (asse X); ciò significa che gli intervalli delle rispettive scale non sono corrispondenti e il range per le macrofite è più ristretto rispetto a quello degli altri due EQR.

Anche la correlazione tra i diversi EQR e il LIMeco, verificata attraverso il coefficiente di correlazione di Pearson r , risulta altamente significativa (tra macrobenthos

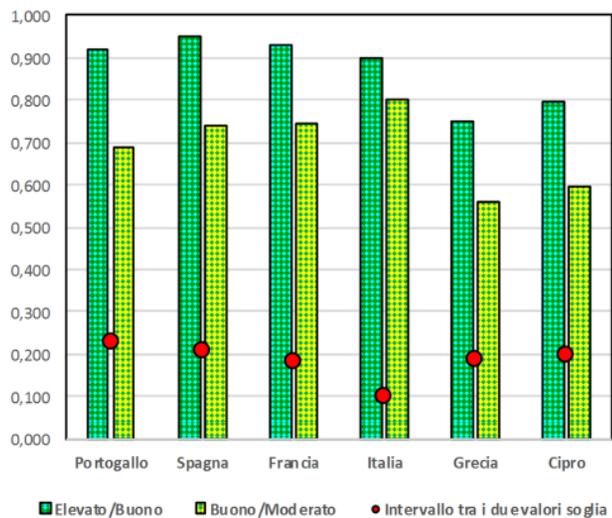


Fig. 3. Valori soglia stabiliti dalla Decisione (UE) 2018/229 della Commissione per l'indice macrofitico IBMR nei corsi d'acqua perenni dell'area geografica mediterranea, nelle diverse nazioni che adottano tale indice. Per l'Italia il valore soglia tra lo stato buono e moderato è particolarmente alto e l'intervallo tra questo e il valore tra lo stato elevato e buono molto inferiore rispetto a quelli adottati dalle altre nazioni.

e LIMeco: $r = 0,50$, $p\text{-value} < 0,01$; tra le diatomee e il LIMeco: $r = 0,62$, $p\text{-value} < 0,01$; tra le macrofite e il LIMeco: $r = 0,48$, $p\text{-value} < 0,01$) e, anche in questo caso, la linea di tendenza non si discosta molto da una retta. Il coefficiente di correlazione con il LIMeco è molto alto per le diatomee, appena più basso per il macrobenthos, e ciò è logico dal momento che il macrobenthos, oltre alla compromissione di tipo organico, risente anche di impatti di altra natura. Invece le macrofite mostrano un coefficiente di correlazione un poco inferiore rispetto al macrobenthos; ciò potrebbe dipendere dal fatto che anche le pressioni idromorfologiche possono condizionare le comunità vegetali. Infatti, anche se l'IBMR è un indice trofico, i valori di sensibilità per le fanerogame e i muschi –le componenti che risentono maggiormente delle alterazioni fluviali– sono generalmente superiori a quelli delle alghe. D'altronde, nelle stazioni liguri, caratterizzate comunque da un numero limitato di taxa per lo più algali, è stata osservata una forte variabilità nei risultati dell'indice macrofitico, indice che si basa su una sola metrica, messa a punto in un'altra nazione e che prende in considerazione un numero di taxa indicatori algali, a livello di genere, piuttosto limitato. Calcolando

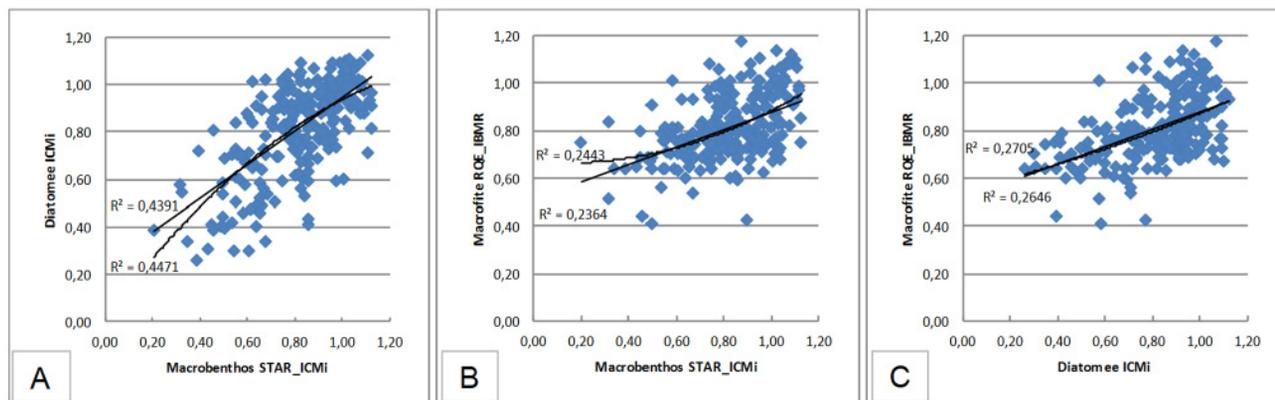


Fig. 4. Correlazione a coppie tra gli EQR; è rappresentata la linea di tendenza con maggiore significatività e la retta, con i rispettivi valori di R^2 .

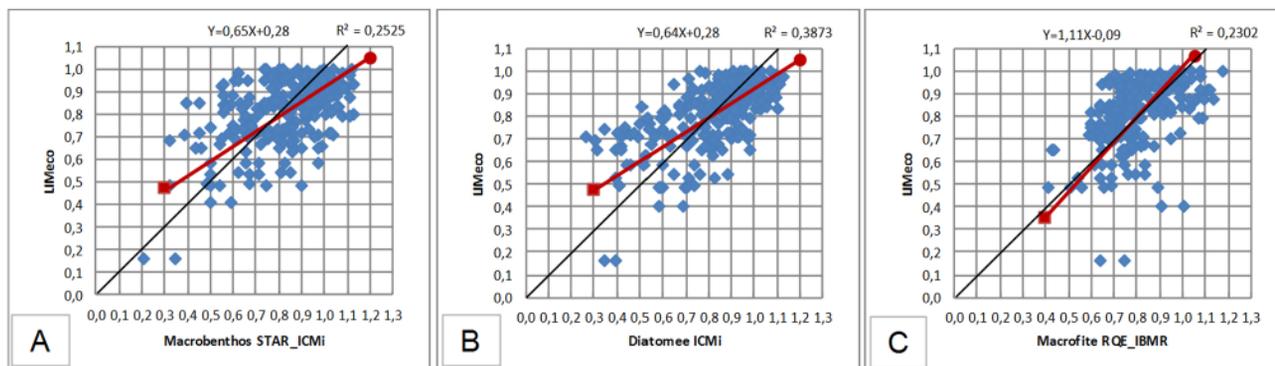


Fig. 5. Correlazione tra il LIMeco e gli EQR; è rappresentata la linea di tendenza con una retta, ricavata dalla regressione lineare, rispetto all'ipotetica retta di regressione con pendenza del 100% ($Y=X$), con la propria equazione e i rispettivi valori di R^2 .

la regressione lineare tra gli EQR e il LIMeco, in modo da mettere sullo stesso piano i parametri biologici e quelli fisico-chimici, si ottengono i grafici di Fig. 5.

La retta di regressione tra il LIMeco e il macrobenthos o le diatomee presenta un andamento pressoché identico, su una retta meno inclinata rispetto alla ipotetica retta di regressione con pendenza del 100% ($Y=X$), quindi su una scala di sensibilità più ampia (da 0,30 a 1,10 ca.) rispetto a quella corrispondente del LIMeco (da 0,50 a 1,00 ca.). Invece per le macrofite l'andamento segue quello del LIMeco, su una retta che corrisponde alla ipotetica retta di regressione con pendenza del 100%, e con la stessa scala di sensibilità (da 0,40 a 1,00 ca.). Ciò rispecchia quanto osservato in precedenza, cioè che la scala delle macrofite risulta più ristretta rispetto a quella corrispondente del macrobenthos o delle diatomee.

Stabilita l'alta significatività della correlazione tra gli EQR e il LIMeco è stato possibile stabilire le soglie corrispondenti agli intervalli di classi di qualità sulla base dei valori del LIMeco. Ovviamente la procedura presenta una certa arbitrarietà, non essendoci un criterio obiettivo e standardizzato per definire il valore soglia accettabile. A titolo dimostrativo, le scale potrebbero essere tarate in base ai valori soglia stabiliti per il macrobenthos che, d'altra parte, sono stati calibrati in modo più rigoroso rispetto a quelli delle altre componenti, seguendo uno dei criteri proposti negli esercizi di intercalibrazione a livello europeo (European Commission, 2011). Ponendo il valore soglia tra la prima e la seconda classe del LIMeco in relazione al valore che è stato proposto per il macrobenthos cioè in base al 25° percentile dei valori sui siti di riferimento (0,955, valore medio tra la tipologia M1 e M4), ricavando il corrispondente valore del LIMeco in base alla regressione lineare (0,89) e dividendo l'intervallo rimanente per il LIMeco (da 0,16 a 0,89) in quattro classi di uguale ampiezza, si ottengono, in base alla retta della regressione lineare, i valori corrispondenti per ciascun EQR (Tab. I, criterio B).

I valori soglia ottenuti, per il procedimento di calcolo adottato, seguono un andamento lineare e sono generalmente più alti di quelli stabiliti dal D.M. 260/2010 per le classi migliori e più bassi per quelle peggiori, ad eccezione dei valori del LIMeco, sensibilmente più alti (Fig. 1 B). In particolare, i valori soglia per le diatomee risultano quasi coincidenti con quelli del macrobenthos, mentre quelli per le macrofite seguono un andamento prossimo a quelli del LIMeco. Per le diatomee i valori soglia si discostano da quelli di legge soprattutto per le classi di qualità da elevate a moderate; la soglia di legge è notevolmente più bassa e ciò causa un incremento anomalo delle classi di qualità elevata e buona. Questo problema è già stato notato in altre occasioni anche in diversi contesti biogeografici (Falasco *et al.*, 2012; Orlandi *et al.*, 2012; Genoni, 2018). Per le ma-

crofite, invece, i valori soglia ottenuti sono un poco più bassi dei valori di legge; comportando una maggiore consistenza delle classi più elevate. Inoltre la 2^a classe risulta così in percentuale maggiore rispetto alla 3^a, in conseguenza della linearizzazione dell'andamento dei valori soglia. Riguardo questo risultato, è singolare il fatto che il valore soglia tra moderato e buono per l'Italia sia sensibilmente superiore (0,800) a quello stabilito per la Francia (0,745) (Decisione della Commissione Europea del 29/09/2013), che utilizza lo stesso indice IBMR con un protocollo di campionamento e in un contesto biogeografico molto simile. Per il LIMeco, ovviamente, i valori soglia sono notevolmente più alti dei limiti di legge a causa del procedimento di calcolo adottato (e, d'altronde, i valori di legge tra lo stato buono-elevato sono stati calcolati sulla base di un diverso percentile rispetto a quello stabilito per il macrobenthos).

Ricalcolando le classi di qualità di ciascun campionamento sulla base dei valori soglia rielaborati per ciascun EQR, si ottengono le percentuali riportate in Fig. 2 B. Rispetto alla classificazione effettuata in base alle soglie stabilite dal D.M. 260/2010, si osserva una distribuzione delle classi di qualità più graduale per tutti gli indicatori biologici e per il LIMeco. La classe 1^a (qualità elevata) è ben rappresentata per macrofite e diatomee, ma la consistenza delle classi 2^a (qualità buona) è superiore per tutti gli indicatori. Per tutti i EQR anche la classe 3^a (qualità moderata) ha una discreta consistenza e anche la classe 4^a (qualità scarsa) è omogeneamente rappresentata, anche se in bassa percentuale, mentre per il LIMeco la classe 4^a è più consistente. La classe 5^a (qualità cattiva) non è rappresentata dalle componenti biologiche, mentre per il LIMeco si ha una discreta rilevanza anche per le classi più compromesse. Però è probabile che la minore consistenza delle classi peggiori per gli EQR rispetto al LIMeco sia conseguenza dell'andamento non lineare della correlazione nella parte inferiore del grafico, quindi la correlazione andrebbe verificata con altri algoritmi, oltre che su un numero più consistente di dati.

La verifica dei valori soglia per i diversi EQR può essere effettuata anche con un approccio totalmente svincolato dai dati fisico-chimici. Ammesso che il processo di classificazione di qualità ecologica sulla base dei tre indicatori biologici sia grosso modo valido, il valore di ogni indicatore può essere associato al valore medio ricavato dalla classe di qualità corrispondente alle tre componenti (nella classificazione dello stato ecologico su corpi idrici liguri il LIMeco e i parametri chimici di Tabella 1 B non causano un peggioramento della classe di qualità rispetto ai parametri biologici). La procedura di assegnazione della classe di qualità stabilita dal D.M. 260/2010 si basa invece sull'indicatore peggiore e non sulla media, ma prima dovrebbero essere mediati i valori di ciascuna componente per ogni

stazione nell'intero anno di monitoraggio; ponendo invece il valore peggiore ad ogni singolo campionamento si otterrebbe una classificazione di qualità inferiore e più variabile rispetto ad una classificazione basata sulla media. D'altra parte è stato verificato che la correlazione di ciascun indicatore rispetto alla CQ media presenta una significatività, in base al coefficiente di correlazione r di Pearson, molto alta (p -value $< 0,01$), con valori di R^2 tra 0,62 e 0,74 (Fig. 6), mentre la correlazione rispetto al valore peggiore ha una pari significatività ma con valori di R^2 inferiori, tra 0,44 e 0,46, eccetto per le macrofite (0,72), che rappresenta l'EQR che sovente influenza la classificazione.

Stabilita la significatività della correlazione tra i parametri biologici e la CQ media sarà possibile stabilire le soglie di ciascun EQR, corrispondenti agli intervalli di classi di qualità, sulla base delle soglie della CQ media. Questo processo è un po' impreciso per il fatto che, come già osservato, alcuni valori di certi EQR vengono assegnati a classi di qualità non proprio corrette, ma nella media, per l'assegnazione alla CQ, l'errore viene attenuato. Ponendo quindi i valori soglia corrispondenti ai valori intermedi tra le CQ, si ottengono, in base alla retta della regressione lineare, i valori corrispondenti per ciascun EQR (Tab. I, criterio C).

Anche in questo caso, i valori soglia ottenuti, per il procedimento di calcolo adottato, seguono un andamento lineare e sono generalmente più alti di quelli stabiliti dal D.M. 260/2010 per le classi migliori (Fig. 1 C). In particolare, i valori soglia per i tre indicatori sono molto simili tra loro per le classi migliori mentre si discostano un poco per le peggiori.

Ricalcolando la classe di qualità di ciascun campionamento sulla base dei valori soglia rielaborati per ciascun indice biologico, si ottengono le percentuali riportate in Fig. 2 C. Anche con questa elaborazione, rispetto alla classificazione effettuata in base alle soglie stabilite dal D.M. 260/2010, si osserva una migliore distribuzione delle classi di qualità per tutti gli EQR. Il risultato è molto simile a quello ottenuto attraverso la correlazione con il LIMeco. In questo caso compare

anche la 5^a classe per tutti gli indicatori, anche se in percentuale irrisoria.

L'analisi della distribuzione in classi di qualità dei diversi indicatori biologici può essere realizzata anche con un procedimento diverso dalla correlazione tra diversi parametri. Dato che in Liguria sono stati attivati 10 siti di riferimento sui quali sono stati realizzati campionamenti con lo scopo di ottenere dati per una taratura di valori di riferimento nazionali, i valori degli EQB ottenuti su questi possono essere elaborati per ottenere le soglie degli intervalli di qualità. Per ogni parametro si è scelto di utilizzare lo stesso criterio di quello in uso per il macrobenthos, ossia di stabilire il valore soglia tra la 1^a e la 2^a CQ pari al 25° percentile dei valori ottenuti, e di suddividere l'intervallo rimanente, da zero al valore soglia, in parti uguali (Tab. I, criterio D; Fig. 1 D).

Ricalcolando la classe di qualità di ciascun campionamento sulla base dei valori soglia rielaborati per ciascun EQR, si ottengono le percentuali riportate in Fig. 2 D. Anche in questo caso, rispetto alla classificazione effettuata in base alle soglie stabilite dal D.M. 260/2010, si osserva una migliore distribuzione delle classi di qualità per tutti gli EQR. Il risultato è molto simile a quello ottenuto con i criteri precedenti, anche se, per il macrobenthos, la 1^a CQ compare in percentuale maggiore a causa di una più ampia variabilità stagionale dei risultati sui siti di riferimento.

CONCLUSIONI

In base alle verifiche effettuate appare evidente come tutte le componenti biologiche (macrobenthos, diatomee e macrofite) siano indicatori validi e gli EQR del D.M. 260/2010, basati su questi indicatori, rispondano efficacemente alle alterazioni ambientali. Si evince però che i valori soglia stabiliti per la classificazione nelle cinque classi di qualità non sono armonizzati nei diversi EQR e portano a risultati sensibilmente discordanti. In particolare l'indice diatamico rileva sovente una situazione

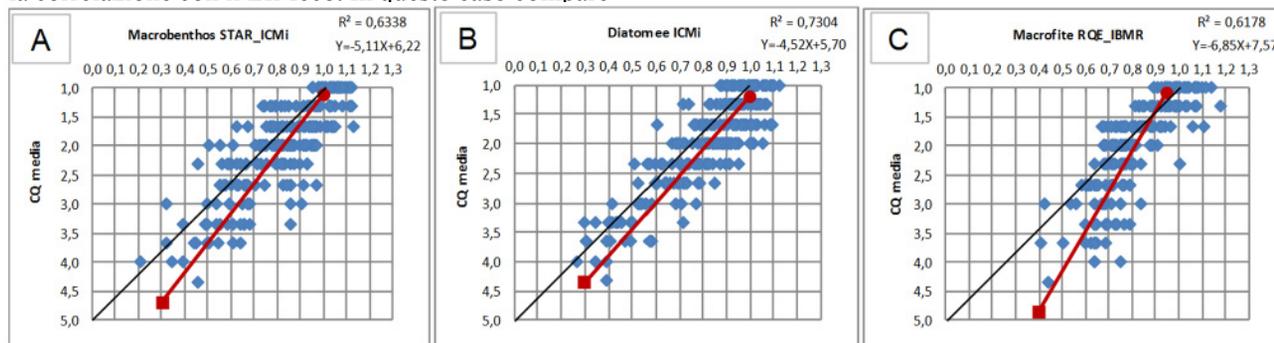


Fig. 6. Correlazione a coppie tra la classe di qualità media e gli EQR; la linea di tendenza viene rappresentata con la retta in base alla regressione lineare rispetto alla ipotetica retta di regressione con pendenza del 100% ($Y = -4X + 5$), con i rispettivi valori di R^2 e la propria equazione.

molto migliore dell'indice macrofitico, mentre pare che la sensibilità di questi due EQR si equivalga. Questo effetto è stato osservato sia attraverso la correlazione con i parametri fisico-chimici (LIMEco), sia attraverso la correlazione della classificazione in classi di qualità in base ai soli parametri biologici, sia con i valori di riferimento in base ai siti liguri. Si auspica, quindi, un esercizio di intercalibrazione trasversale tra le diverse componenti biologiche per far sì che vengano rivisti i valori soglia, allo scopo di poter esprimere appieno la potenzialità di ciascuna comunità, per ottenere un

giudizio equilibrato e più preciso sullo stato di qualità delle acque correnti.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti coloro che hanno partecipato ai campionamenti e alla determinazione di macrobenthos, diatomee e macrofite nei corsi d'acqua liguri e, in particolare: Silvio Gaiter, Luigi Martella, Elisa Falasco, Irene Pacini, Corinna Oliveri, Laura Olivieri e Daniela Spada. Un ringraziamento anche ai tecnici dei dipartimenti provinciali che hanno provveduto ai prelievi e alle analisi fisico-chimiche per il calcolo del LIMEco.

BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)*. NF T 90-395. Association française de normalisation, Saint-Denis, La Plaine, 28 pp.
- Agapito Ludovici A., Toniutti N., Negri P., 2007. La Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE: stato di attuazione e prospettive in Italia e in Europa. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 21-29.
- Buffagni A., Belfiore C., 2013. *MacrOper.ICM software, v. 1.0.5*. CNR-IRSA e UniTuscia DEB, Roma.
- Buffagni A., Erba S., 2007. Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/EC (WFD): l'indice STAR_ICMi. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR*, **1**: 94-100.
- Buffagni A., Erba S., Genoni P., Lucchini D., Orlandi C., 2014. Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-58.
- CEMAGREF, 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q. E. Lyon-A. F. Bassin Rhône- Méditerranée Corse. Lyon, 218 pp.
- European Commission, 2005. *Common Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document n.° 14. Guidance on the Intercalibration process 2004-2006*. Office for Official publications of the European Communities, Luxembourg, 31 pp.
- European Commission, 2011. *Common Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document 14. Guidance on the Intercalibration process 2008-2011*. Office for Official publications of the European Communities, Luxembourg, 103 pp.
- Fabiani C., 2005. La Direttiva Quadro: linee generali ed impegni. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 1-8.
- Falasco E., Mobili L., Risso A.M., Bona F., 2012. Considerazioni sull'applicazione dell'indice diatamico ICMi (Intercalibration Common Metrix index) nell'Italia nord-occidentale. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 21-28.
- Genoni P., 2018. Revisione dei valori di riferimento per il calcolo dell'ICMi: come migliorare la confidenza della classificazione dello stato delle diatomee fluviali. In: *Giornate di studio "La componente diatomica negli ambienti fluviali, lacustri e zone umide: esperienze di valutazione della biodiversità e primi processi di accreditamento del metodo"*. Perugia, 18 ottobre 2018, 28 pp.
- Ghetti P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- Lecoite C., Coste M., Prygiel J., 1993. "Omnidia" software for taxonomy. Calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **269-270**: 509-513.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. *Rapporti ISTISAN*, **09/19**: 1-32.
- Mancini L., Puccinelli C., Marcheggiani S., Martone C., Balzamo S., 2014. Protocollo di campionamento ed analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-25.
- Minciardi M.R., Spada D., Abati S., Ciadamidaro S., Fiorenza A., 2014. Protocollo di campionamento e analisi delle macrofite dei corsi d'acqua guadabili. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-33.
- Orlandi C., Favrin G., Skert N., Codarin A., Macor A., Meloni C., Pavan A., Piazza G., Rancati E., 2012. Considerazioni sull'applicazione degli indici per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali interne del Friuli Venezia Giulia. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 15-20.
- Rott E., Pfister P., van Dam H., Pipp E., Pall K., Binder N., Ortler K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation und ökologische Anmerkungen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft*. Wien, Wasserwirtschaftskataster, 248 pp.
- Scanu G., Mignuoli M.C., 2017. L'evoluzione della normativa ambientale sulle acque. *Biologia Ambientale*, **31**: 13-22.
- van de Bund W., 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers*. Joint Research Community, Scientific and Technical Reports. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 140 pp.
- van de Bund W., Cardoso A.C., Heiskanen A.-S., Nöges P., 2004. *Overview of common intercalibration types. Final Version 5.1*. ECOSTAT, Working Group 2.A Ecological Status, 38 pp.