

Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE

Michele Scardi*, Lorenzo Tancioni

Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica s.n.c. – 00133 Roma

* Referente per la corrispondenza: Fax 06 62275147; mscardi@mcmlink.it

Riassunto

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE pone una serie di problemi tecnici e scientifici legati alla valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua sulla base di elementi di qualità biotici. Per ciò che riguarda i pesci non esistono metodi ampiamente accettati. Infatti, sono stati proposti diversi indici biotici per i fiumi europei ed italiani a tutt'oggi, ma nessuno ha acquisito una base di consenso tale da essere utilizzato in modo routinario come strumento di monitoraggio. Gli indici di più frequente applicazione in questo campo sono di tipo multimetrico, ma, per quanto possano essere localmente utili, essi non sono mai pienamente ottimizzati da un punto di vista computazionale e, in alcuni casi, le assunzioni su cui si basano possono non essere del tutto corrette. Per questo motivo si è cercato di affrontare il problema mediante un Sistema di Supporto Decisionale (DSS) basato su tecniche di Intelligenza Artificiale, ed in particolare su una rete neurale artificiale. Un'implementazione funzionante del DSS, basata su un'interfaccia utente *user-friendly* e denominata FIDESS (FISH-based DECISION Support System) è stata sviluppata per i corsi d'acqua dell'Italia Centrale. L'accuratezza della classificazione riferita ad un insieme di dati di test è decisamente elevata (66,7%), con gli errori di classificazione che non eccedono mai una singola classe di qualità. Il metodo sta partecipando alle procedure di intercalibrazione con i metodi degli altri paesi dell'UE ed è già stato comparato con successo con un indice sviluppato per i fiumi della Catalogna.

PAROLE CHIAVE: Comunità ittica / Direttiva Quadro sulle Acque / reti neurali / stato ecologico / fiumi / giudizio esperto / sistema di supporto decisionale

A method based on fish fauna and Artificial Intelligence techniques for evaluating river ecological status according to the Directive 2000/60/EC

The Water Framework Directive (2000/60/EC) raises a number of scientific and technical issues about the evaluation of ecological status of streams and rivers based on biotic quality elements. As far as fish fauna is concerned, no widely accepted methods are available. In fact, several biotic indices have been proposed for European as well as Italian streams and rivers so far, but none gained enough momentum as to be used for routine monitoring. Multimetric biotic indices are the most popular tools in this field, but, although sometimes locally useful, they are never fully optimized from a computational viewpoint. Moreover, in some cases the assumptions upon which they are based are not completely correct. Therefore, this problem was addressed by means of a Decision Support System (DSS) based on Artificial Intelligence techniques, namely on an artificial neural network. A working implementation of the DSS, wrapped into a user-friendly interface and named FIDESS (FISH-based DECISION Support System), was developed for Central Italy streams and rivers. The accuracy of the classification relative to a test data set is quite high (66,7%), while errors in classification never exceed a single quality class. This method is undergoing the intercalibration procedures together with other EU national methods and it has been already successfully compared with a biotic index developed for Catalonian rivers.

KEY WORDS: Fish assemblage / Water Framework Directive / neural networks / ecological status / rivers / expert judgment / decision support system

INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (EUROPEAN UNION, 2000) richiede che siano messi a punto dei metodi per la valutazione dello *stato ecologico* delle acque superficiali basati su *elementi di qualità* biotici. I popolamenti ittici possono giocare un ruolo importante fra questi ultimi, sia per le loro peculiarità biologi-

che ed ecologiche, fra cui la facilità di riconoscimento, l'integrazione delle risposte biotiche su scale spaziali più ampie di altri taxa ed i cicli vitali molto lunghi, sia per il loro valore iconico, che li associa alla qualità ambientale anche nella percezione di un pubblico non tecnico (TANCIONI *et al.*, 2005; SCARDI *et al.*, 2006;

TANCIONI *et al.*, 2006). Malgrado la Direttiva non indichi affatto il tipo di metodo da utilizzare e non menzioni mai la parola "indice", la valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici è stata generalmente impostata sull'uso di indici biotici. Ciò, d'altra parte, rispecchia anche quanto avvenuto in contesti extra-europei. La ragione della quasi generale scelta degli indici biotici come metodo di valutazione dello stato ecologico non è del tutto ovvia, ma è probabilmente legata al fatto che la maggior parte degli ecologi non ha un adeguato background per ciò che riguarda il trattamento statistico e matematico dei dati ed è quindi portata a premiare la semplicità di un metodo piuttosto che l'efficienza computazionale, che implica necessariamente il ricorso a tecniche percepite come troppo complesse o lontane dalla propria esperienza personale.

Negli ultimi anni sono stati proposti diversi indici biotici basati sui pesci, sia in Italia (ZERUNIAN, 2004; FORNERIS *et al.*, 2004, 2005) sia in altri paesi dell'UE. Tuttavia, l'approccio basato sugli indici può non rappresentare la risposta migliore al problema posto dalla Direttiva Quadro sulle Acque. Lasciando da parte le soluzioni che hanno un valore conservazionistico e che quindi rispondono alle istanze di altre Direttive europee (ad esempio la Direttiva Habitat), gli approcci mirati alla Direttiva Quadro sulle Acque, cioè alla valutazione della funzionalità degli ecosistemi, come gli indici derivati dall'IBI (Indice di Integrità Biotica) (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986; PLAFKIN *et al.*, 1989; OBERDOFF e HUGHES, 1992; MAIO *et al.*, 1996; KARR e CHU, 1999; LA PORTA *et al.*, 2001) o il recente EFI (*European Fish Index*) (FAME CONSORTIUM, 2004; PONT *et al.*, 2006), sono basati su un approccio multimetrico.

Quest'ultimo, per quanto concettualmente attraente, da un punto di vista pratico presenta dei limiti, sia per le proprietà intrinseche delle singole metriche che vengono composte in un indice, sia per la selezione delle metriche stesse, che può introdurre ridondanze dovute alla loro non indipendenza (es. specie litofile e specie intolleranti), sia per la mancanza di qualsiasi forma di ottimizzazione computazionale, sia per numerosi altri aspetti (REYNOLDS *et al.*, 1997). Un problema particolarmente serio è quello della risposta delle metriche alle alterazioni ambientali che, in teoria, deve essere lineare o almeno monotona e invece, nella pratica, è a volte non lineare e soprattutto non monotona (es. raramente la ricchezza specifica, che pure è una metrica frequentemente utilizzata, ha il suo massimo in condizioni totalmente imperturbate, in accordo con la teoria del disturbo intermedio). Tutto ciò, negli indici multimetrici attualmente in uso, porta inevitabilmente alla sovrasemplificazione di relazioni complesse e contemporaneamente non può prescindere da un elevato grado di soggettività, che si esprime, ad esempio, nella

selezione delle metriche o nella discretizzazione delle scale dei punteggi (scelta dei livelli soglia tra le classi di qualità), i quali non possono essere governati da altro se non dal giudizio esperto. Il fatto che in nessun settore applicativo in cui si debbano effettuare valutazioni o diagnosi critiche il ricorso a indici o altri metodi di valutazione analoghi abbia un ruolo prevalente sul giudizio esperto è sintomatico dei limiti citati in precedenza (si consideri l'esempio della diagnostica medica, in cui l'uso di indici è del tutto subordinato ed ancillare rispetto al giudizio esperto, che ha sempre un valore prevalente).

D'altra parte, la soggettività del giudizio esperto non può essere in alcun modo elusa nella valutazione dello stato ecologico ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, poiché il concetto stesso di stato ecologico rappresenta un'interpretazione umana della fenomenologia naturale e non una proprietà emergente di quest'ultima. Se si accetta questo principio, allora può essere vantaggioso porre *ab origine* proprio l'interpretazione umana, sotto forma di giudizio esperto espresso da più fonti, al centro dell'attenzione. L'uso ottimale di questa fonte di informazione, però, richiede l'adozione di approcci di nuova generazione, come quelli basati sull'uso di tecniche di Intelligenza Artificiale.

Per quanto non comuni nell'uso corrente, questi strumenti, ed in particolare le reti neurali artificiali, non sono comunque una novità assoluta in ecologia, poiché le loro applicazioni si sono andate moltiplicando nel corso dell'ultimo decennio, soprattutto per quanto riguarda la modellistica, l'analisi di gradiente ed il riconoscimento di patterns (SCARDI, 1996; LEK e GUEGAN, 1999; SCARDI e HARDING, 1999; SCARDI 2001). Anche nel campo specifico dello studio della fauna ittica degli ambienti lotici sono state realizzate numerose applicazioni, mirate soprattutto alla stima della fauna potenziale in base a descrittori ambientali (vedi ad esempio SCARDI *et al.*, 2004, 2005).

In quest'ottica, l'approccio proposto in questo lavoro si propone di associare i dati relativi ad un insieme di variabili ambientali ed alla composizione osservata del popolamento ittico ai giudizi esperti sullo stato ecologico dei siti di campionamento. Questi ultimi, ovviamente, devono essere formulati da un gruppo di valutatori indipendenti ed adeguatamente addestrati. Il metodo descritto in questo lavoro consente di generalizzare il giudizio esperto e di ricostruire, sulla base dell'informazione ambientale e di quella faunistica relativa all'ittiofauna, un giudizio sullo stato ecologico di qualsiasi nuovo sito, ottenendo il miglior giudizio di consenso basato sull'informazione disponibile. Ciò, in sostanza, corrisponde a mimare il più accuratamente possibile il comportamento di un gruppo di esperti umani.

MATERIALI E METODI

In tutte le applicazioni mirate alla previsione della struttura della fauna ittica ad oggi disponibili (vedi ad esempio SCARDI *et al.*, 2004, 2005), i descrittori ambientali sono stati utilizzati come elementi predittivi rispetto alla composizione di quest'ultima. Nell'applicazione presentata in questa sede, invece, sia i dati relativi ai descrittori ambientali, sia quelli relativi al popolamento ittico, vengono considerati come elementi predittivi, mentre una rete neurale ricostruisce in base ad essi la stima del giudizio esperto.

Tutte le reti neurali, inclusa quella utilizzata in questo caso (un *perceptron* multistrato) apprendono grazie alla presentazione di un adeguato numero di esempi, completi dei dati relativi ai descrittori predittivi e di quelli relativi ai descrittori da prevedere. Da un punto di vista pratico, ciò richiede che al momento del campionamento venga formulato un giudizio esperto relativo allo stato ecologico complessivo del sito in cui si procede alla raccolta dei dati biotici ed abiotici. È importante, in quest'ottica, che il giudizio esperto sia riferito allo stato ecologico generale, e non a quello specifico della fauna ittica. Quest'ultima, infatti, viene usata come chiave di lettura delle proprietà ecologiche complessive del biotopo analizzato, e quindi rappresenta lo strumento piuttosto che l'oggetto della valutazione. Per facilitare la formulazione del giudizio nei casi dubbi e per permettere l'uso di più valutazioni indipendenti per lo stesso sito, il giudizio esperto è codificato in termini di probabilità di assegnazione ad ognuna delle cinque classi di qualità e non come un singolo valore. Ad esempio, se il giudizio esperto è intermedio fra le classi "Buono" e "Sufficiente", vuoi per uno stato ecologico effettivamente intermedio fra le due classi, vuoi per il differente giudizio espresso da due esperti, sarà assegnato un valore del 50% a ciascuna delle due classi. In caso di incertezza nella valutazione, poi, ciascun esperto può graduare la classificazione di un sito in maniera appropriata, fino ad assegnare, come caso limite, una probabilità di appartenenza a ciascuna delle 5 classi di stato ecologico pari al 20% se la valutazione è indeterminata.

Questo approccio è stato collaudato realizzandone una prima implementazione per un insieme di dati relativi ai fiumi dell'Italia Centrale (bacino del Tevere ed altri bacini minori limitrofi), il quale includeva 62 campionamenti effettuati nel corso dell'estate 2005. Alle osservazioni di campo, complete dei relativi giudizi esperti, sono state affiancate anche osservazioni "virtuali". In pratica, per queste ultime si è chiesto agli esperti impegnati nell'esercizio di redigere delle nuove schede di campionamento per ogni sito studiato, modificando i dati relativi ai descrittori ambientali e/o quelli relativi alla fauna ittica e variando conseguentemente la

loro valutazione sullo stato ecologico. Si consideri, a titolo di esempio, il caso di un sito in cui non fossero stati rinvenuti stadi giovanili di nessuna specie nel campionamento reale: l'eventuale presenza di alcuni di questi ultimi avrebbe certamente indotto l'esperto a formulare un giudizio più positivo e tutto ciò può essere facilmente tradotto in un'osservazione virtuale, ma utilissima ai fini dell'esemplificazione del razionale che sottende la formulazione del giudizio esperto e, di conseguenza, utilissima ai fini dell'addestramento di una rete neurale capace di generalizzare efficacemente quanto appreso. È ovvio che il ruolo delle osservazioni virtuali è tanto più importante quanto più limitata è la base di dati di campo a disposizione, ma non è subordinato a quest'ultima, poiché esse trasferiscono alla rete neurale elementi di conoscenza essenziali per poter ricostruire le modalità di formulazione del giudizio esperto.

In un primo momento le 62 osservazioni di campo sono state affiancate da 78 osservazioni virtuali, per un totale di 140 osservazioni. Tuttavia si è riscontrato che i giudizi esperti formulati per questo insieme di osservazioni non erano distribuiti in maniera omogenea fra le 5 classi di stato ecologico, poiché quelle intermedie risultavano più frequenti rispetto a quelle estreme. Per evitare uno squilibrio eccessivo nella risposta della rete neurale indotta dalla maggior frequenza delle condizioni intermedie, sono state quindi generate altre osservazioni utilizzando come base le osservazioni reali relative alle classi meno rappresentate ed applicando una modesta perturbazione aleatoria ($\pm 10\%$) ai valori relativi alle sole variabili ambientali quantitative. L'obiettivo era quello di fare in modo che tutte le 5 classi di stato ecologico fossero rappresentate da non meno di 40 osservazioni. Per raggiungere questo obiettivo sono quindi state generate 79 nuove osservazioni virtuali.

Una volta allestito il data set di riferimento, solo un sottoinsieme dei dati disponibili, sia reali che virtuali, è stato utilizzato per l'addestramento della rete neurale (150 osservazioni), mentre un altro sottoinsieme (69 osservazioni) non è stato utilizzato a questo fine ed è stato invece riservato per un test *ex post* del sistema. Ciò è fondamentale per scongiurare risposte non ottimali della rete neurale, come la mancanza di capacità di generalizzazione, che può trasformare la rete neurale stessa in una memoria, capace di associare con precisione i casi noti ai relativi giudizi e al tempo stesso incapace di valutare correttamente casi anche solo leggermente differenti. Per ottimizzare l'uso dell'informazione disponibile, l'intero insieme dei dati è stato inoltre stratificato per classe di qualità assegnata in base al giudizio esperto ed in base all'altitudine, prima di dividere le osservazioni nei due sottoinsiemi appena menzionati. Ciò ha evitato che la composizione dei due sottoinsiemi fosse sbilanciata almeno per ciò che ri-

guarda questi due importanti criteri.

L'elenco dei descrittori predittivi utilizzati (ovvero quelli diagnostici, nell'ottica della previsione del giudizio esperto) è mostrato nella tabella I per ciò che riguarda quelli abiotici, mentre la tabella II mostra quelli biotici. Per ciò che invece concerne le specie ittiche, la lista utilizzata include solo 30 taxa sui 43 presenti nell'insieme delle osservazioni disponibili. Ciò risponde alla scelta di escludere le specie meno frequenti, presenti in meno del 5% delle osservazioni, poiché ritenute non informative ai fini della formulazione del giudizio su una base strettamente numerica. È evidente che alcune delle specie escluse possono avere un significato ecologicamente rilevante, ma va considerato il fatto che tale significato, per poter essere appreso dalla rete neurale, deve essere supportato da un'adeguata quantità di esempi (reali o virtuali). Le

specie non esplicitamente considerate, tuttavia, sono computate nella ricchezza specifica, sia totale, sia relativa ai soli stadi giovanili.

L'architettura della rete neurale utilizzata è quella di un *perceptron* multistrato con un singolo strato nascosto, 59 nodi di input (ovvero quelli corrispondenti a 27 descrittori ambientali, 30 taxa, 2 ricchezze specifiche), 25 nodi nello strato nascosto e 5 nodi di output (corrispondenti alle probabilità di assegnazione a ciascuna delle 5 classi di stato ecologico). I nodi nascosti erano dotati di una funzione di attivazione sigmoide del tipo

$$f(x) = 1/(1 + e^{-x})$$

mentre i nodi di output erano dotati di una funzione di attivazione *softmax* (BRIDLE, 1990). Tale funzione fa sì che la somma degli output della rete neurale sia unitaria, coerentemente con la loro interpretazione probabilistica. L'architettura ottimale è stata determinata spe-

Tab. I. Variabili ambientali utilizzate per la valutazione dello stato ecologico.

Variabile	Unità
Altitudine	m
Profondità	m
Correntini	superficie %
Pozze	superficie %
Raschi	superficie %
Flusso indistinto alla superficie	superficie %
Presenza zone umide connesse	0=no, 1=si
Barre di meandro e puntiformi o isole	0=no, 1=si
Massi	superficie %
Sassi e ciottoli	superficie %
Ghiaia	superficie %
Sabbia	superficie %
Limo e argilla	superficie %
Velocità del flusso	punteggio 0-5
Copertura vegetale in alveo	superficie %
Ombreggiamento	superficie %
Disturbo antropico	punteggio 0-4
Sbarramento a monte	se si, distanza in km (max=100), se no 100
Sbarramento a valle (0/1)	0=no, 1=si
Lago a monte	se si, distanza in km (max=50), se no 50
Temperatura dell'acqua	°C
Torbidità	NTU
pH	
Conducibilità specifica	μS cm ⁻¹
Saturazione O ₂	%
Bacino versante	km (come radice quadrata della superficie)
Distanza sorgente	km

Tab. II. Lista delle specie utilizzate per la valutazione dello stato ecologico ed altri descrittori faunistici. Le specie più rare (presenti in meno del 5% delle osservazioni) non sono considerate esplicitamente, ma concorrono a determinare i valori di ricchezza specifica, sia totale che riferita ai soli stadi giovanili.

<i>Abramis brama</i>
<i>Alburnus alburnus alborella</i>
<i>Alosa fallax</i>
<i>Anguilla anguilla</i>
<i>Barbus plebejus/tyberinus</i>
<i>Carassius carassius</i>
<i>Chondrostoma genei</i>
<i>Cobitis taenia bilineata</i>
<i>Cyprinus carpio</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>
<i>Esox lucius</i>
<i>Gambusia holbrooki</i>
<i>Gasterosteus aculeatus</i>
<i>Gobius nigricans</i>
<i>Lampetra fluviatilis</i>
<i>Lampetra planeri</i>
<i>Leuciscus cephalus</i>
<i>Leuciscus lucumonis</i>
<i>Leuciscus souffia</i>
<i>Liza ramada</i>
<i>Mugil cephalus</i>
<i>Petromyzon marinus</i>
<i>Pseudorasbora parva</i>
<i>Rutilus rubilio</i>
<i>Rutilus rutilus</i>
<i>Salapia fluviatilis</i>
<i>Salmo trutta</i>
<i>Sander lucioperca</i>
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
<i>Tinca tinca</i>
Ricchezza specifica totale
Ricchezza specifica degli stadi giovanili

rimentalmente, facendo variare il numero dei nodi dello strato nascosto fra 10 e 50 e selezionando la soluzione migliore. Va segnalato tuttavia il fatto che questa caratteristica non sembra essere critica, poiché reti con architetture diverse nello strato intermedio hanno mostrato risposte molto simili in termini di accuratezza, non solo rispetto ai dati usati per l'addestramento, ma anche rispetto al sottoinsieme indipendente di dati di test.

Tutti i dati sono stati normalizzati in modo da ricadere nell'intervallo [0-1] prima dell'addestramento, mentre l'addestramento della rete è stato effettuato utilizzando l'algoritmo di gran lunga più diffuso, ovvero quello di *error back-propagation* (RUMELHART *et al.*, 1986), con un tasso di apprendimento costante pari a 0,9 ed un momento pari a 0,1. Durante l'addestramento, per favorire una corretta generalizzazione, ad ogni valore di input è stato aggiunto un rumore gaussiano compreso nell'intervallo [-0,01,+0,01]. Dopo l'addestramento, per valutare la conformità del giudi-

zio fornito dalla rete neurale con il giudizio esperto originale si è fatto ricorso alla statistica *kappa* pesata (COHEN, 1960; FLEISS *et al.*, 1969) per l'analisi della risposta discreta, ovvero della classificazione in 5 classi di stato ecologico, ed alla correlazione lineare di PEARSON (1896) per l'analisi della risposta continua, ottenuta come media ponderata delle probabilità di appartenenza a ciascuna delle 5 classi.

Per rendere il metodo facilmente fruibile da qualunque utente finale, è stata realizzata un'interfaccia utente grafica (GUI) in ambiente Microsoft Windows (Fig. 1). Questa GUI è stata dotata di *sliders* per consentire di variare in maniera interattiva il valore di tutte le variabili predittive, ad esclusione di quelle tassonomiche che, invece, hanno una codifica strettamente binaria. Infatti, facendo scorrere gli *sliders* è possibile osservare in tempo reale la variazione indotta nella classificazione dello stato ecologico e valutare nella maniera più intuitiva il ruolo dei diversi descrittori e la sensibilità del sistema alle loro variazioni.

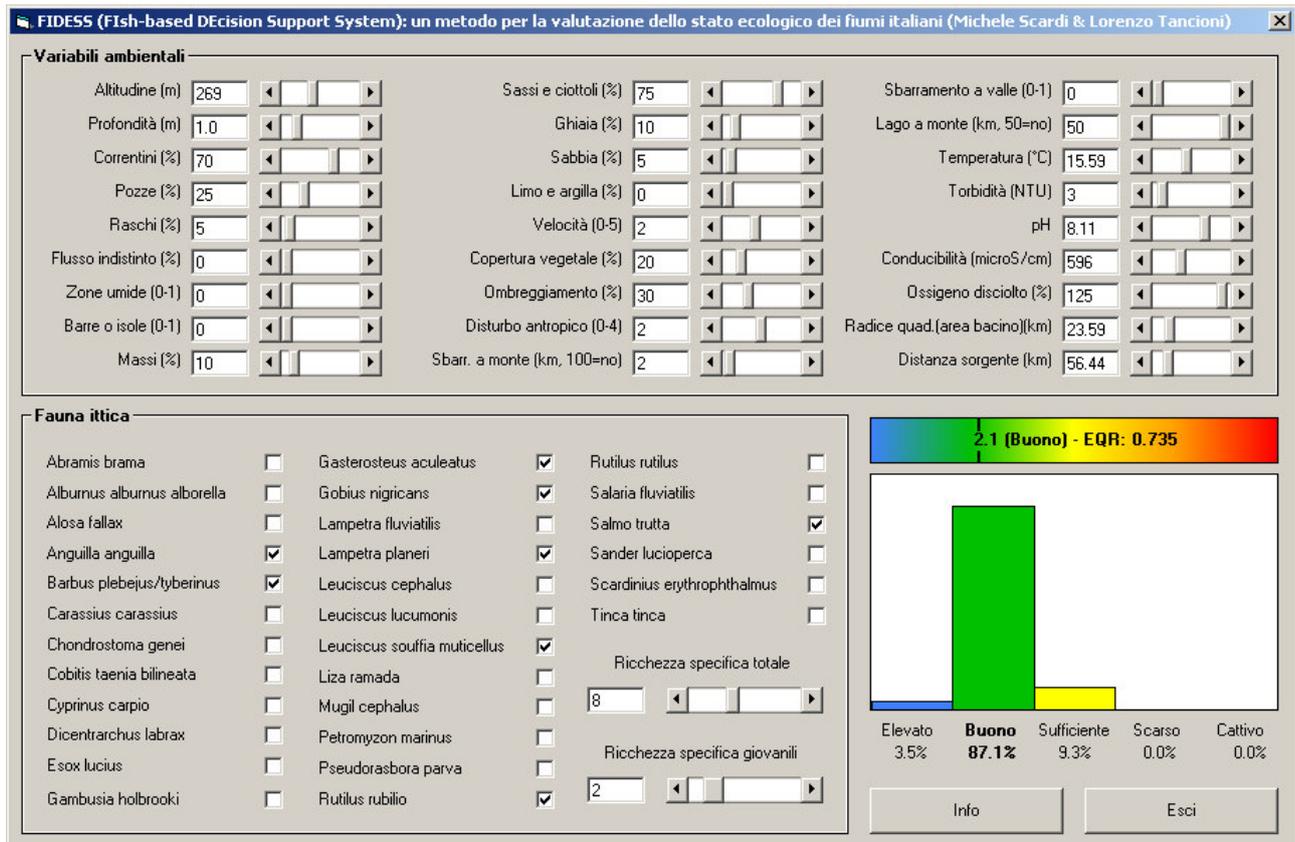


Fig. 1. L'interfaccia utente grafica (GUI) del sistema di supporto decisionale FIDEES (Fish-based Decision Support System). La classificazione viene aggiornata in tempo reale ad ogni variazione dei dati di input e quindi, agendo sugli sliders, è possibile esplorare la risposta del sistema alla variazione di ogni singola variabile. La classificazione è fornita in due forme: discreta, come probabilità di appartenenza a ciascuna classe di stato ecologico, e continua, sulla base di una media ponderata di tali probabilità. Quest'ultima esprime sia un punteggio da 1 a 5 (analogo alla classificazione discreta nella sua interpretazione), sia un Environmental Quality Ratio (EQR).

Una rappresentazione schematica dell'architettura dell'implementazione in software del sistema di supporto decisionale basato sulla rete neurale e sulla GUI, denominato FIDESS (*Fish-based Decision Support System*), è mostrata nella figura 2. La complessità strutturale del metodo, che si traduce in una rete neurale con ben 1630 connessioni sinaptiche, garantisce generalità e accuratezza delle valutazioni, ma è completamente trasparente per l'utente finale. Inoltre, la codifica dei dati e la decodifica dei risultati sono effettuate automaticamente ed in tempo reale dal sistema.

RISULTATI

Lo stato ecologico che viene stimato per ogni osservazione relativa ai descrittori ambientali ed alla lista di specie associate a questi ultimi è rappresentato mediante un vettore di 5 elementi, che traducono le probabilità di appartenenza del caso in esame a ciascuna classe. Le probabilità sono inoltre mostrate in forma grafica mediante un istogramma. Questo risultato è anche espresso in forma continua, sia come un punteggio compreso fra 1 (stato Elevato al 100%) e 5 (stato Cattivo al 100%), che viene calcolato come una media ponderata delle probabilità di appartenenza alle 5 classi di stato ecologico, sia come *Environmental Quality Ratio* (EQR). In quest'ultimo caso si tratta di un valore compreso fra 0, corrispondente al massimo

grado di alterazione, ed 1, che invece indica uno stato conforme alle condizioni di riferimento. Queste ultime, data l'impostazione del metodo, sono quelle basate implicitamente sull'insieme dei giudizi esperti su cui il metodo di valutazione è stato calibrato e non solo su un insieme di siti selezionati *a priori*. È importante, a questo proposito, ricordare che la Direttiva Quadro sulle Acque prevede la definizione delle condizioni di riferimento, oltre che utilizzando un insieme di siti, anche su base modellistica o mediante il giudizio esperto. In questo senso l'approccio da noi proposto realizza una sintesi di questi due ultimi criteri.

La valutazione dello stato ecologico richiede anche l'attribuzione di una classe discreta definita fra le 5 disponibili. Questa attribuzione può essere effettuata in due modi differenti, perché è possibile sia assegnare la classe che corrisponde al livello di probabilità più elevato (strategia *winner takes all*), sia arrotondare il punteggio continuo all'intero più vicino. Quest'ultima soluzione, però, sfavorisce le classi estreme a vantaggio di quelle intermedie ed è per questo motivo che in questa sede è stata utilizzata la prima.

Per valutare la capacità di una rete neurale di incorporare in maniera efficace l'informazione fornita nella fase di addestramento, si può fare riferimento ad una tavola di confusione, cioè ad una tavola di contingenza che mette a confronto le classi di stato ecologico assegnate in base al giudizio esperto con quelle fornite

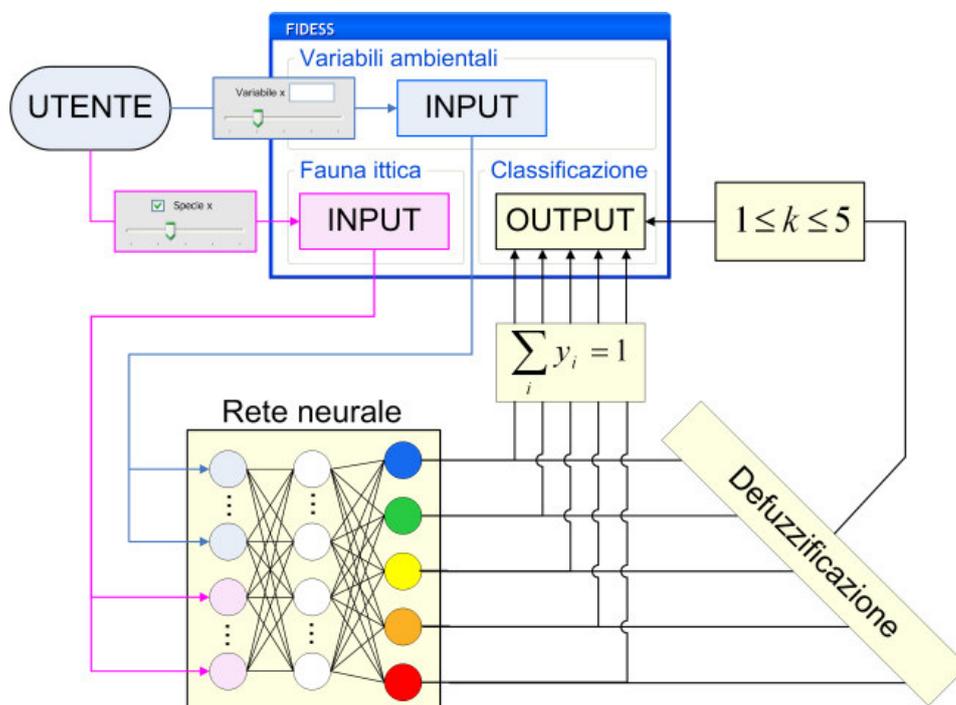


Fig. 2. Architettura dell'implementazione di FIDESS (Fish-based Decision Support System). La complessità del sistema è del tutto trasparente per l'utente finale, che interagisce con il sistema attraverso un'interfaccia utente grafica (GUI) semplice ed intuitiva.

dalla rete neurale stessa. Nella tabella III è mostrata la tavola di confusione relativa all'insieme di osservazioni utilizzate per l'addestramento, mentre quella relativa alle osservazioni utilizzate esclusivamente come test è riportata nella tabella IV. La prima tavola di confusione rende conto di quanto la rete neurale abbia appreso durante l'addestramento e la seconda fornisce una stima della capacità di generalizzazione dell'apprendimento. Nel primo caso le istanze correttamente classificate (CCI) sono il 73,5% del totale, mentre nel secondo sono il 66,7%, ovvero 2 su 3. Questa percentuale è certamente soddisfacente, data soprattutto la complessità del problema, ma è da considerarsi in una luce ancor più favorevole per il fatto che in nessun caso, né nell'insieme di osservazioni di addestramento, né in quelle di test, sono stati osservati scarti fra la classificazione basata sul giudizio esperto e quella fornita dalla rete neurale che fossero più grandi di una singola classe di stato ecologico.

Se le tavole di confusione e le CCI possono fornire informazioni utili da un punto di vista descrittivo, la valutazione del livello di accordo fra giudizio esperto reale e giudizio esperto stimato dalla rete neurale richiede invece una verifica più formale. Questa è stata effettuata applicando il test *kappa* (COHEN, 1960; FLEISS *et al.*, 1969) per confronti fra due criteri di classificazione basati su categorie ordinali multiple. In particolare, è stata utilizzata la forma pesata della statistica

kappa, che attribuisce un peso maggiore agli accordi relativi alle medesime categorie, seguiti da quelli relativi a categorie adiacenti nella tavola di confusione e così via. Il valore della statistica *kappa* per la tavola di confusione basata sull'insieme delle osservazioni di test è risultato pari a 0,775 che, secondo una scala empirica dei valori di *kappa*, può essere considerato come indicativo di un accordo "sostanziale". Ciò che più conta, tuttavia, è il fatto che è stato possibile rigettare l'ipotesi nulla di identità fra la statistica *kappa* osservata e quella corrispondente ad una classificazione causale delle osservazioni, ovvero l'ipotesi di una statistica *kappa* nulla ad un livello di probabilità superiore al 99,9%. Se si aggregano i dati relativi alle prime due classi, considerate come accettabili ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, e quelli relativi alle successive tre, insufficienti ai fini della stessa Direttiva, la statistica *kappa* sale fino a 0,826, per un livello di probabilità anche in questo caso superiore al 99,9%.

La formulazione del giudizio esperto originale e la sua ricostruzione mediante la rete neurale sono più articolate di quanto non possa essere reso dall'assegnazione di una specifica classe di stato ecologico. Un'analisi più approfondita dei risultati non può quindi prescindere da un confronto che prenda in considerazione le medie ponderate delle probabilità di appartenenza a ciascuna delle classi di stato ecologico in un caso e nell'altro. Se si confrontano i valori di tale

Tab. III. Matrice di confusione riferita ai dati di addestramento. Sono correttamente classificati il 73,5% dei casi, con un margine di errore che, nei rimanenti casi, non eccede una singola classe.

		Rete neurale					
		Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo	
Giudizio esperto	Elevato	19	21				40
	Buono	2	40	4			46
	Sufficiente		14	35	2		51
	Scarso			9	31		40
	Cattivo				6	36	42
		21	75	48	39	36	219

Tab. IV. Matrice di confusione riferita ai dati di test. I casi correttamente classificati sono il 66,7% e l'errore non supera una classe di qualità. La statistica *kappa* pesata, pari a 0,775 ed altamente significativa ($p > 99,9\%$), conferma l'accuratezza della ricostruzione del giudizio esperto.

		Rete neurale					
		Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo	
Giudizio esperto	Elevato	5	7				12
	Buono	2	15	1			18
	Sufficiente		5	6	2		13
	Scarso			2	11		13
	Cattivo				4	9	13
		7	27	9	17	9	69

media ponderata (espressa come un punteggio compreso fra 1 e 5) per il giudizio esperto originale e per l'output della rete neurale si nota un accordo molto buono, sia per le osservazioni utilizzate per l'addestramento, sia per quelle utilizzate per testare *ex post* la rete neurale (Fig. 3). In particolare, il valore del coefficiente di correlazione di Pearson è pari a 0,978 nel primo caso ed a 0,932 nel secondo, risultando in entrambi i casi altamente significativo ($p > 99,9\%$).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I vantaggi insiti nell'uso di una rete neurale come metodo di stima della composizione della fauna ittica per biotopi di cui siano noti i valori relativi ad un insieme di grandezze fisiche, chimiche e idromorfologiche erano già stati dimostrati nel recente passato da SCARDI *et al.* (2004, 2005). Questo approccio aveva fornito previsioni corrette in una frazione molto elevata dei casi analizzati (oltre il 91%) ed in prospettiva aveva un'ovvia rilevanza, oltre che ai fini dello studio della distribuzione spaziale della fauna ittica, anche in rapporto alla Direttiva Quadro sulle Acque. Infatti, se si confronta la fauna attesa con quella osservata e se, come esplicitamente previsto dalla Direttiva stessa, si considera la prima come espressione di una condizione di riferimento, allora si può facilmente ottenere un valore per il cosiddetto *Environmental Quality Ratio* (EQR), da utilizzare poi come base per la valutazione dello stato ecologico.

Quest'ultimo passaggio si può compiere, ad esempio, mediante il calcolo dell'indice di similarità di Jaccard, che altro non è se non la proporzione di specie comuni nelle due liste. In generale, questo approccio richiede (1) la scelta fra le decine di coefficienti disponibili di un coefficiente appropriato di similarità o distanza fra fauna osservata e fauna attesa, (2) la sua eventuale normalizzazione nell'intervallo $[0, 1]$ perché possa esprimere un EQR e (3) la discretizzazione della scala dell'EQR in intervalli corrispondenti alle 5 classi di stato ecologico (elevato, buono, sufficiente, scarso, cattivo). È evidente che tutte queste scelte sono intrinsecamente soggettive, ma, al tempo stesso, determinanti al fine della formulazione del giudizio finale.

Per quanto nessun metodo possa prescindere da elementi di soggettività in una o più fasi del suo sviluppo e della sua applicazione, è possibile ridurre l'impatto degli elementi aleatori insiti in questa necessità se si pone la componente soggettiva a monte dello sviluppo della procedura di valutazione piuttosto che all'interno o a valle della stessa. In questo modo, e facendo leva su una strategia di valutazione plurima, basata sui giudizi formulati da più esperti in maniera indipendente per il medesimo sito, è possibile ottenere una stima del giudizio esperto "di consenso" sulla base della fauna

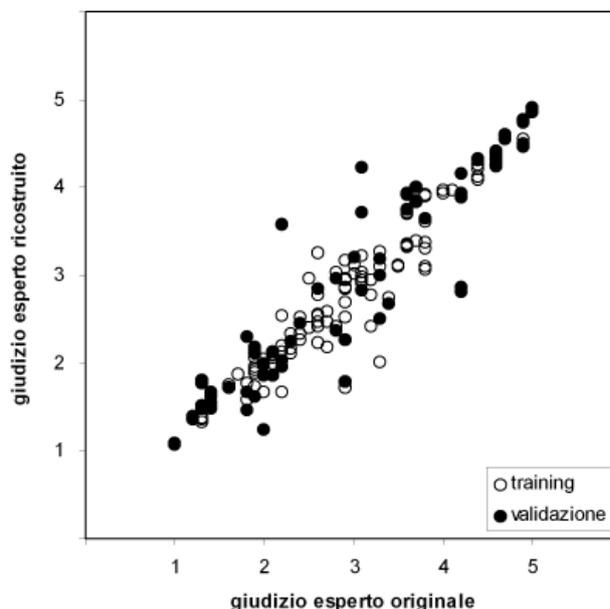


Fig. 3. Confronto fra giudizi esperti originali e ricostruiti da FIDESS in forma continua, cioè come media ponderata della probabilità di appartenenza a ciascuna classe di stato ecologico. Sono mostrati sia i dati di addestramento (cerchi bianchi, $r=0,978^{**}$) che quelli di test (cerchi neri, $r=0,932^{**}$).

ittica osservata e dei dati relativi alle variabili ambientali. In pratica, queste ultime definiscono il contesto ambientale entro cui viene valutata l'informazione contenuta nella composizione della fauna ittica, mentre il fatto di disporre di più di un giudizio rende conto dell'inevitabile margine di incertezza insito nella formulazione di un giudizio di qualità.

Il risultato ottenuto con questa prima applicazione ai fiumi dell'Italia Centrale, che ha un valore prettamente dimostrativo, potrà ovviamente essere migliorato con l'acquisizione di nuove osservazioni reali e "virtuali", con una revisione della lista dei parametri ambientali e delle specie considerate, con l'aggiunta di informazioni quantitative sulla fauna ittica e con un nuovo addestramento della rete neurale. Tuttavia, già in questa forma esso è sufficientemente accurato da avere un margine di errore che non supera in nessun caso una singola classe di stato ecologico. In particolare, se ci si concentra sulla separazione, critica ai fini della Direttiva Quadro sulle Acque, fra gli stati Elevato e Buono da una parte e quelli Sufficiente, Scarso e Cattivo dall'altra, si può notare (vedi Tab. 3 e Tab. 4) come i casi non correttamente classificati siano soltanto 18 su 219 (8,2%) per le osservazioni di addestramento e 6 su 69 (8,7%) per quelle di test. In entrambi i casi l'incertezza riguarda soltanto osservazioni attribuite ad uno stato Sufficiente in base al giudizio esperto e valutate come in uno stato Buono dalla rete neurale e viceversa. È

ovvio che una base di dati più ampia potrà migliorare ulteriormente l'accuratezza della ricostruzione del giudizio esperto operata dalla rete neurale.

In particolare, per ciò che riguarda le variabili utilizzate, alcune di esse, soprattutto fra quelle abiotiche, potrebbero essere escluse da applicazioni future, poiché giocano un ruolo marginale o strettamente contingente rispetto all'insieme dei dati utilizzati (ad esempio, la temperatura dell'acqua ha un valore diagnostico nel caso di un campionamento esclusivamente estivo in un'area geografica limitata, ma non è informativa altrimenti). Analogamente, alcuni descrittori potrebbero essere esclusi perché di difficile determinazione, come ad esempio la torbidità dell'acqua. Va anche precisato che un certo livello di approssimazione nella stima delle variabili ambientali è del tutto accettabile (ad esempio nella quantificazione delle granulometrie) e che una rete neurale correttamente addestrata non reagisce in maniera esagerata a piccole variazioni delle stesse. Viceversa, per rispondere in maniera più efficace a quanto indicato nella stessa Direttiva sulle Acque, è prevista l'introduzione di descrittori della fauna ittica di tipo quantitativo e demografico. In particolare, si prevede di integrare i descrittori qualitativi di presenza/assenza delle specie ittiche rilevate e la ricchezza specifica dei loro stadi giovanili (0+) con altri descrittori quantitativi che esprimano la densità delle specie ittiche.

In ogni caso va ribadita la centralità non soltanto di un'adeguata base di dati di campo, il cui ruolo è tanto ovvio quanto fondamentale, ma anche di uno sfruttamento ottimale dell'informazione fornita dal giudizio esperto. Ad esempio, il giudizio esperto dovrebbe sempre essere espresso in maniera indipendente dal maggior numero possibile di valutatori, e comunque in funzione dello stato ecologico complessivo (che è l'obiettivo del metodo) e non in funzione della composizione della fauna ittica (che è la chiave di lettura biotica, non l'obiettivo del metodo). Sempre sfruttando tutti i valutatori, inoltre, un'informazione aggiuntiva ma essenziale, può essere ottenuta mediante osservazioni virtuali, basate su scenari del tutto ipotetici o su una o più modifiche delle condizioni biotiche o abiotiche riscontrate in un sito e del relativo giudizio. L'uso di queste osservazioni virtuali, infatti, consente di trasmettere alla rete neurale la capacità di valutare correttamente anche sfumature relativamente marginali del quadro ecologico. Per questo stesso motivo, è opportuno (anche se non indispensabile) che, anche in una fase di applicazione routinaria del metodo, il giudizio esperto continui ad essere formulato da chi opera sul campo, in modo da consentire di riaddestrare periodicamente la rete neurale, migliorandone ulteriormente l'accuratezza.

Al di là dei dettagli sull'implementazione e sulle potenzialità del metodo, va ribadito il fatto che FIDESS si propone come un sistema di supporto decisionale e non come un metodo di valutazione assoluto. Infatti, coerentemente con la convinzione relativa alla centralità del giudizio esperto che informa il nostro lavoro, riteniamo che nessun metodo di valutazione, sia esso basato su un indice biotico o su una rete neurale, debba sostituire il giudizio esperto. Quest'ultimo, infatti, può essere utilmente affiancato dal giudizio ricostruito dalla rete neurale, che tuttavia deve essere considerato come un riferimento di consenso, utile per meglio focalizzare la valutazione esperta e per favorirne l'omogeneità.

Malgrado la differente impostazione, è stato interessante rilevare, nel corso delle procedure di intercalibrazione dei metodi adottati nei paesi dell'UE, come le valutazioni di FIDESS e quelle dell'indice catalano IBICAT (DE SOSTOA *et al.*, 2004) fossero assolutamente coerenti. I due metodi sono stati comparati su 46 siti dell'Italia Centrale, sfruttando la possibilità di applicare in un contesto ecologicamente differente il metodo catalano, che si basa su gruppi funzionali anziché sulla lista delle specie, solo parzialmente condivisa fra Italia e Catalogna (Fig. 4). La correlazione di rango di Spearman fra l'EQR prodotto da FIDESS ed il punteggio generato da IBICAT è risultata molto elevata ($r=0,764$) ed altamente significativa ($p>99,9\%$). Anche se si considera la classificazione discreta, ottenuta con l'assegnazione delle osservazioni alle 5 classi di stato ecologico, la corrispondenza fra i due approcci

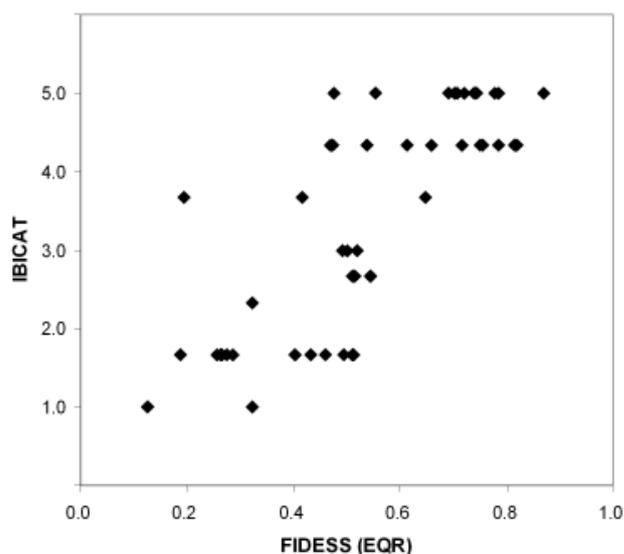


Fig. 4. Confronto fra la valutazione effettuata mediante FIDESS e mediante l'indice catalano IBICAT su 46 siti dell'Italia Centrale. La correlazione di rango di Spearman fra i due metodi è risultata molto elevata ed altamente significativa ($r=0,764^{**}$).

è buona, con soli 3 casi su 46 in cui si osserva una discrepanza che va oltre una singola classe di qualità. Questo risultato, insieme ad un sostanziale accordo sui criteri di pre-classificazione dei siti, ovvero sulla formulazione del giudizio esperto sullo stato ecologico degli stessi, apre la possibilità di una strategia convergente di valutazione per i Paesi mediterranei, pur nella diversità dei singoli metodi, che devono rispondere alle particolarità faunistiche, climatiche ed ambientali dei diversi Paesi.

In conclusione, se si accetta il principio, peraltro valido non solo in questo campo, che nessun metodo può essere al tempo stesso semplice, generale ed accurato, è ovvio che gli indici biotici, puntando sulla

semplicità computazionale, possono essere accurati, ma non generali (MILLER *et al.*, 1988), o generali, ma non accurati (ad esempio l'EFI). Per essere al tempo stesso accurato e generale, quindi, un metodo deve rinunciare ad essere computazionalmente semplice. FIDESS realizza esattamente questa strategia, rendendola trasparente all'utente finale grazie ad un'implementazione software intuitiva ed *user-friendly*. Contemporaneamente, però, questo approccio restituisce un ruolo centrale al giudizio esperto ed attinge il suo razionale non da una visione personalistica delle problematiche ambientali, ma dal contributo globale della collettività scientifica coinvolta nelle attività di monitoraggio passate e future.

BIBLIOGRAFIA

- BRIDLE J.S., 1990. Probabilistic interpretation of feedforward classification network outputs, with relationships to statistical pattern recognition. In: Fogleman Soulie F. and Herraault J. (eds.), *Neurocomputing: Algorithms, Architectures and Applications*. Springer-Verlag, Berlin: 227-236.
- COHEN J., 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.*, **20**: 27-46.
- DE SOSTOA A., CAIOLA N., CASALS, F., 2004. A new IBI (IBICAT) for local application of the E.U. Water Framework Directive. In: Garcia de Jalón D., Vizcaíno P. (eds.), *Aquatic Habitats: Analysis and Restoration*. IAHR, Madrid: 187-191.
- EUROPEAN UNION, 2000. Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23rd October 2000. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Official Journal PE-CONS 3639/1/00 REV 1*, 2000. European Union, Brussels.
- FAME CONSORTIUM, 2004. *Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive*. Version 1.1, January 2005, 92 pp. Disponibile su: <http://fame.boku.ac.at>.
- FLEISS J.L., COHEN J., EVERITT B.S., 1969. Large sample standard errors of kappa and weighted kappa. *Psychol. Bull.*, **72**: 323-327.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2004. Proposta di un indice ittico (II) per il bacino occidentale del Po. *Atti 10° Congresso nazionale AIIAD. Montesilvano (Pe)*, 2-3 Aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005. Proposta di un indice ittico (II) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **XXVI**: 3-39.
- KARR J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**: 21-27.
- KARR J.R., CHU E.W., 1999. *Restoring Life in Running Waters - Better Biological Monitoring*. Island Press Washington, D.C. Covelo California, 206 pp.
- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R., SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey. Special Publication 5. Champaign, IL. 29 pp.
- LA PORTA G., LORENZONI M., CAROSI A., MEARELLI M., 2001. Definizione di un indice di integrità biologica per il bacino del Fiume Tevere. *Atti del XI Congresso Nazionale della SITE - Atti 25* (a cura di M. Falcucci e V. Hull). Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia 12-14 settembre 2001.
- LEK S., GUÉGAN, 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modeling, an introduction. *Ecol. Model.*, **120**: 65-73.
- MAIO G., RIGATTI LUCHINI S., CASTAMAN D., MOJETTA A., SALVIATI S., MARCONATO E, 1996. Prima applicazione ed adeguamento dell'Index of Biotic Integrity (IBI) in Provincia di Vicenza. *Atti del VI Conv. Naz. A.I.I.A.D.*, Varese Ligure (SP), 6-8 Giugno 1996.
- MILLER D.L., HUGHES R.M., KARR J.R., LEONARD P.L., MOYLE P.B., SCHRADER L.H., THOMPSON B.A., DANIELS R.A., FAUSCH K.D., FITZHUGH G.A., GAMMON J.R., HALLIWELL D.B., ANGERMEIER P.L., ORTH D.J., 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for use in water resource management. *Fisheries*, **13**: 12-20.
- OBERDOFF, T., HUGHES R. M., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, **228**: 117-130.
- PEARSON K., 1896. Mathematical contributions to the theory of evolution. III. Regression, heredity and panmixia. *Philos. Trans. Royal Soc. London Ser. A*, **187**: 253-318.
- PLAFKIN J.L., BARBOUR M.T., PORTER K.D., GROSS S.K., HUGHES R.M., 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use*

- in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/4-891001.
- PONT D., HUGUENY B., BEIER U., GOFFAUX D., MELCHER A., NOBLE R., ROGERS C., ROSET N., SCHMUTZ S., 2006. Assessing the biotic integrity of rivers at the continental scale: a European approach using fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 70-80.
- REYNOLDS T.B., NORRIS R.H., RESH V.H., DAY K.E., ROSENBERG D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **16** (4): 833-852.
- RUMELHART D.E., HINTON G.E., WILLIAMS G.E., 1986. Learning representations by back-propagating errors. *Nature*, **323**: 533-536.
- SCARDI M., 1996. Artificial neural networks as empirical models of phytoplankton production. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **139**: 289-299.
- SCARDI M., 2001. Advances in neural network modeling of phytoplankton primary production. *Ecol. Model.*, **146** (1-3): 33-45.
- SCARDI M., HARDING L.W., 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecol. Model.*, **120** (2-3): 213-223.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2004. Previsione della composizione della fauna ittica mediante reti neurali artificiali. *Biologia Ambientale*, **18**: 1-8.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DI DATO P., MAIO G., MARCONATO E., SALVIATI S., TANCIONI L., TURIN P., ZANETTI M., 2005. Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: Lek S., Scardi M., Verdonchot P.F., Descy J.P. and Park Y.S. (eds), *Modeling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 114-129.
- SCARDI M., TANCIONI L., CATAUDELLA S., 2006. Monitoring methods based on fish. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds.), *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 135-153.
- TANCIONI L., SCARDI M., CATAUDELLA S., 2005. I pesci nella valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **41** (3): 399-402.
- TANCIONI L., SCARDI M., CATAUDELLA S., 2006. Riverine fish assemblages in temperate rivers. In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds.), *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 47-69.
- ZERUNIAN S., 2004. Proposta di un indice dello stato ecologico delle comunità ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.