

Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)

Andrea Nardini, Giuseppe Sansoni, Ileana Schipani*, Giulio Conte,
Andrea Goltara, Bruno Boz, Simone Bizzi, Anna Polazzo, Marco Monaci

CIRF – Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale. Viale Garibaldi, 44A – 30173 Mestre (VE); www.cirf.org

* Referente per la corrispondenza: i.schipani@cirf.org

Pervenuto il 7.3.2008; accettato il 12.9.2008

Riassunto

La Direttiva Quadro Europea sulle acque 2000/60/CE, anche nota come WFD (Water Framework Directive), pone per i corsi d'acqua obiettivi strategici molto chiari e importanti: impedire il deterioramento degli ecosistemi acquatici e portarli allo stato ecologico *buono* entro il 2015. Tuttavia, contiene in sé alcuni limiti che rischiano di pregiudicare in partenza il raggiungimento di tali obiettivi. L'ostacolo principale risiede nei criteri stessi di classificazione dello stato ecologico, che relegano gli elementi idromorfologici ad un ruolo molto marginale e fondano il giudizio sul *caso peggiore*. Ne deriva una classificazione che può non corrispondere alle effettive condizioni ecologiche e che, paradossalmente, essendo insensibile alle alterazioni morfologiche, non costituisce un disincentivo all'artificializzazione dei corsi d'acqua, sebbene quest'ultima rappresenti una delle principali minacce agli ecosistemi d'acqua corrente. L'insufficiente integrazione tra elementi biologici, fisico-chimici e idromorfologici costituisce inoltre un ostacolo all'integrazione tra politiche comunitarie, in particolare tra WFD e Direttiva Alluvioni, con il rischio che, da un lato, la prosecuzione dei classici interventi di difesa dalle inondazioni tramite opere idrauliche comprometta il raggiungimento degli obiettivi della WFD e, dall'altro lato, si perdano opportunità di ridurre il rischio idraulico proprio attraverso un miglioramento idromorfologico dei corsi d'acqua. Come contributo al superamento di tali limiti, viene proposto uno schema di valutazione integrata dello stato ecologico (FLEA: FLuvial Ecosystem Assessment) che include a pieno titolo anche gli elementi di qualità idromorfologica. Rispetto al sistema di classificazione della WFD, lo schema FLEA –strutturato in un *albero dei valori*– prevede: (a) alcuni attributi supplementari, legati in particolare alla componente geomorfologica; (b) l'abbandono, nell'aggregazione degli attributi finalizzata alla valutazione globale, del criterio *caso peggiore*, sostituito dal criterio di *compensabilità*; (c) una valutazione parziale (sempre in cinque classi), da affiancare alla globale, per ciascuno degli elementi di qualità (biologici, fisico-chimici, idromorfologici) con i loro sottoattributi. L'approccio della *funzione di valore* assicura la *coerenza interna* di ogni aggregazione. Vengono, infine, avanzate alcune note critiche all'implementazione della WFD in Italia, relative ai metodi di classificazione e monitoraggio degli elementi idromorfologici e dello stato della fauna ittica.

PAROLE CHIAVE: Direttiva 2000/60/CE / classificazione dello stato ecologico / valutazione integrata / elementi di qualità idromorfologica / FLEA / integrazione tra politiche comunitarie

Water Framework Directive: problems and limits. An integrative proposal: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment)

The Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) sets out strategic and well-defined objectives: preventing further deterioration of aquatic ecosystems and achieving *good* ecological status within 2015. However, the WFD reveals some limits that may jeopardize the achievement of such goals. The main obstacle lies in the classification system for the assessment of the ecological status, which is not sufficiently integrated, relegating the hydromorphological elements to a very marginal role, and adopts the *worst case* (*One Out - All Out*) criterion to aggregate the multiple attributes involved. As a consequence, such a classification system may not correspond to the actual ecological status; additionally, being insensitive to hydromorphological alterations, paradoxically it does not contribute to reducing the pace of artificialization of water bodies, although the latter is one of the key threats for rivers. The insufficient integration of biological, physico-chemical and hydromorphological elements hinders, furthermore, the integration of EU policies, namely WFD and Floods Directive, with the risk, on the one hand, of a widespread diffusion of traditional hydraulic works for the sake of flood protection –which would prevent the attainment of WFD objectives– and, on the other hand, the risk of missing a relevant opportunity of reducing flood risk exactly through an improvement of hydromorphological conditions. With the aim of giving a contribution to overcome such limits, we propose a scheme for the integrated assessment of the ecological status (named FLEA: FLuvial Ecosystem Assessment) which fully includes also the hydromorphological elements. Compared with the WFD classification system, FLEA –structured according to a *value tree*– includes: (a) some additional attributes, linked in particular to the geomorphological component; (b) the adoption, in the aggregation of attributes aiming at a global evaluation, of a *compensability* criterion instead of the *worst case* one; (c) a partial evaluation (still in five classes) to accompany the global one, for each one of the quality elements (biological, physico-chemical, hydromorphological) with their sub-attributes. The *Value Function* approach ensures the *internal coherence* of each aggregation. Finally, some critical notes are proposed concerning the implementation of the WFD in Italy with regard to the monitoring and classification methods for the hydromorphological elements and the status of the fish fauna.

KEYWORDS: Water Framework Directive (2000/60/EC) / ecological status classification system / integrated assessment / hydromorphological quality elements / FLEA / Environmental policy integration in Europe

INTRODUZIONE

La Direttiva Quadro Europea sulle Acque 2000/60/CE (Water Framework Directive, nel seguito WFD), adottando il concetto di *stato ecologico*, presuppone una visione di ecosistema prima ancora di affrontare il tema degli usi dell'acqua. Coerentemente con i principi dello sviluppo sostenibile, introduce nella gestione delle acque importanti concetti quali: la ricerca di un equilibrio tra consumi e disponibilità, il bacino (o il "distretto") idrografico come unità territoriale delle politiche idriche, il principio "chi inquina o usa, paga", la partecipazione pubblica nei processi decisionali.

Tra gli aspetti più innovativi vi sono: l'introduzione del concetto di tipologia di corpo idrico come unità di applicazione, caratterizzato da condizioni di riferimento specifiche; il rilievo attribuito agli elementi di qualità biologici e l'introduzione di quelli idromorfologici, correlati alle alterazioni morfologiche del sistema fluviale e/o del regime idrologico.

Nonostante l'impostazione avanzata della WFD, il sistema di classificazione dello stato ecologico contiene alcuni seri limiti. In questo articolo si presentano tre argomenti di riflessione, focalizzando l'attenzione sugli elementi idromorfologici:

- analisi dei limiti del sistema di classificazione della WFD;
- implementazione della metodologia FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment: CIRF, 2006), sviluppata dal Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale (CIRF);
- ruolo del sistema di classificazione nell'armonizzazione delle diverse politiche comunitarie di settore (in particolare WFD e Flood Directive).

PROBLEMI E LIMITI DEL SISTEMA DI CLASSIFICAZIONE WFD

Buone condizioni idromorfologiche in un corso d'acqua assicurano lo svolgimento di processi quali il trasporto solido, la dissipazione dell'energia della corrente, il mantenimento e il rinnovamento delle forme fluviali, gli scambi di acqua, materia ed energia con la piana inondabile e con la zona iporreica. Tali processi sono di importanza fondamentale per il mantenimento delle comunità biotiche e di elevati livelli di biodiversità (NAIMAN *et al.*, 1993; WARD *et al.*, 2001; KERN *et al.*, 2002); l'interesse del loro rilievo nella valutazione dello stato degli ecosistemi è riconosciuto da tempo (SEPA, 1998; EA, 1998; EPSRC, 2001; BfG, 2002). Diversi autori, inoltre, hanno evidenziato i rapporti coevolutivi tra condizioni idromorfologiche, processi fluviali e stadi evolutivi della vegetazione alveale e riparia (GURNELL e PETTS, 2002 e 2006; GURNELL *et al.*, 2005 e 2006; EMERY *et al.*, 2004; GOODSON *et al.*, 2003).

Le condizioni idromorfologiche (in seguito indicate

come CI) meritano perciò d'essere considerate, al pari di quelle biologiche e fisico-chimiche, nella classificazione dello stato ecologico; oggi, infatti, molti autori riconoscono ad esse un'importanza ben maggiore che in passato (AMOROS e PETTS, 1993; KERN *et al.*, 2002; THOMSON *et al.*, 2001; ROSGEN, 1996; SEAR *et al.*, 2003; DOWNS, 2001; DOWNS e GREGORY, 2004; KONDOLF e PIÉGAY, 2003; WALKER *et al.*, 2002). Inoltre, da un punto di vista etico-filosofico, si può sostenere che le CI meritino attenzione anche di per sé, per un valore di esistenza e filantropico (consegnare alle generazioni future ecosistemi integri).

Nella WFD, tuttavia, le CI sono considerate solo marginalmente. Esse, infatti, entrano solo nella classificazione dello stato ecologico *elevato* (WFD, All. V, par. 1.2); l'attribuzione alle altre classi di stato (o potenziale) ecologico è invece effettuata utilizzando solo gli elementi di qualità biologici e fisico-chimici (per la classe *buono*) o solo quelli biologici (per le classi *sufficiente*, *scarso* e *cattivo*).

Anche la vegetazione riparia, che svolge di fatto un ruolo chiave negli ecosistemi fluviali, è ridotta ad un ruolo marginale: la WFD non la riconosce come elemento di qualità biologica, relegandola (sotto la dizione "struttura della zona ripariale") tra le condizioni morfologiche "a sostegno degli elementi biologici" (WFD, All. V, par. 1.1.1) e, in quanto tale, da considerare nel solo stato ecologico *elevato*.

La conseguenza che si intende sottolineare è che, di fatto, se si escludono i corsi d'acqua attualmente in stato ecologico *elevato*, questo sistema di classificazione rischia di essere insensibile alle alterazioni idromorfologiche (Fig. 1) e comporta, paradossalmente, il rischio di non raggiungere un obiettivo fondamentale della WFD: impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi (WFD, art. 1).

Per comprendere la nostra argomentazione è utile innanzi tutto ricordare che la WFD (All. V, 1.4.2.i) ha scelto come criterio di aggregazione dei diversi attributi biologici e fisico-chimici (per stati ecologici inferiori all'*elevato*) quello definibile *One Out-All Out* (OO-AO) o del *caso peggiore*: in altre parole, non si ammette compensazione tra il miglioramento di alcuni attributi e il peggioramento di altri, ma è l'attributo in condizioni peggiori a determinare la classificazione globale.

Sebbene ogni alterazione idromorfologica (o fisico-chimica) abbia inevitabilmente riflessi biologici più o meno evidenti, il sistema previsto dalla WFD, pur concentrandosi essenzialmente solo su questi ultimi, può rivelarsi completamente miope per due motivi:

- l'insensibilità della classificazione ad eventuali peggioramenti di indicatori biologici causata proprio dal



Fig. 1. Col sistema di classificazione della WFD, per la mancata considerazione degli elementi idromorfologici (tra i quali la WFD pone anche la vegetazione riparia), un corso d'acqua in stato ecologico *buono* (foto a sinistra), pur sottoposto ad un rilevante deterioramento (simulazione grafica a destra), può mantenere la classificazione *buono*, nonostante l'evidente alterazione di una sponda, della fascia di vegetazione riparia, della piana inondabile e, conseguentemente, dei processi fluviali.

criterio *OO-AO*. Un esempio limite può chiarire il concetto: un corso d'acqua in condizioni idromorfologiche e fisico-chimiche *buone* o *elevate* può ricadere nello stato ecologico *scarso* anche solo perché l'ittiofauna ha subito profonde alterazioni (da pressione alieutica, immissione di specie aliene, ripopolamenti, ecc.). A questo punto, eventuali alterazioni morfologiche, anche drastiche, potrebbero non essere rilevate dal monitoraggio previsto dalla WFD perché: (a) gli elementi morfologici (compresa la vegetazione riparia, magari totalmente distrutta) non saranno monitorati (essendo lo stato "non *elevato*"); (b) lo stato della fauna ittica (quindi anche lo stato ecologico) potrebbe restare nella classe *scarso*; (c) anche eventuali peggioramenti di altri elementi biologici (es. macroinvertebrati: dallo stato *elevato* a quello *scarso*) non comporterebbero comunque un peggioramento della classificazione (per il criterio *One Out-All Out*). In sostanza: il corso d'acqua ha subito di fatto un forte deterioramento, ma il sistema di classificazione non lo ha rilevato, come se nulla fosse cambiato!

- gli indicatori adottati (necessariamente semplificati: per limiti di conoscenze scientifiche, di risorse o di competenze degli addetti al monitoraggio) possono avere insufficiente sensibilità o specificità e, pertanto, risultare inadeguati a rilevare alcuni effetti che, pure, si sono verificati. Al proposito, va osservato che gli elementi biologici più sensibili alle alterazioni idromorfologiche – vegetazione riparia e pesci (BROOKES, 1988; WASSON *et al.*, 1998; CAMPBELL *et al.*, 1972; CEMAGREF, 1983; CHANG, 1988; CORNING, 1975; DANIELS, 1960; ICE, 2001; LACHAT, 1991; MARZOLF,

1978; WINKLEY, 1982) – non sono pienamente utilizzabili: la vegetazione riparia proprio in quanto non considerata dalla WFD un elemento biologico; l'ittiofauna perché spesso già fortemente alterata dalle pratiche legate alla pesca.

Sorge anche un'osservazione semplice e forte: se un'alterazione morfologica è già evidente ad occhio nudo ed è facilmente misurabile, perché dovremmo cercare di misurarla con indicatori (biologici) indiretti? È ovvio che, quantomeno, si perderebbe in sensibilità. Per coerenza, inoltre, se davvero l'interesse ultimo fosse solo quello relativo al comparto biologico, la WFD non dovrebbe considerare nemmeno gli elementi fisico-chimici, inferendo il loro eventuale grado di alterazione sulla sola base delle ripercussioni sugli elementi biologici (un errore che, per fortuna, la WFD non compie o, almeno, compie solo parzialmente)!

Purtroppo, l'esclusione sostanziale dell'idromorfologia dai criteri di valutazione dello stato ecologico non è affatto irrilevante, anzi è molto rischiosa, in quanto può dare forza a politiche gestionali poco rispettose dell'ambiente fluviale e alla proliferazione di quelle opere (sicurezza idraulica, navigazione, infrastrutture, idroelettrico, ecc.) che costituiscono proprio la causa principale delle alterazioni più radicali subite dai corsi d'acqua (WARD e STANFORD, 1979; LIGON *et al.*, 1995; PETTS e AMOROS, 1999).

Infine, notiamo che la classificazione dello stato ecologico è pure contraddittoria in quanto l'esclusione dei fattori idromorfologici determina una sovrastima del valore ecologico del sistema, mentre l'adozione del principio *OO-AO* ne determina una netta sottostima. Il

metodo di aggregazione OO-AO incrementa inoltre significativamente il rischio di errata classificazione. Infatti, poiché anche un singolo attributo è in grado di cambiare l'intera classificazione, maggiore è il numero di attributi adottati, maggiore sarà la probabilità che l'intera classificazione dello stato ecologico sia errata, e ciò in maniera asimmetrica, cioè verso lo stato peggiore (IRVINE, 2004; UKTAG, 2007).

L'esclusione dei criteri idromorfologici dalla WFD può anche creare problemi di armonizzazione con la Direttiva Alluvioni (Flood Directive, Dir. 2007/60/CE), mentre è proprio l'integrazione tra WFD e FD che offre l'opportunità di adottare su larga scala un nuovo approccio che sfrutti le reciproche sinergie tra direttive e ne eviti gli antagonismi. In particolare, la riduzione del rischio idraulico potrebbe essere conseguita restituendo ai fiumi (ovunque possibile) ampi spazi inondabili per laminare le piene, invertendo la tendenza alla canalizzazione e ottenendo, nel contempo, un notevole miglioramento dello stato ecologico; per la prima volta, insomma, potrebbe essere applicata la strategia di perseguire una maggiore sicurezza assecondando i processi naturali. Va osservato che questo approccio, rallentando i deflussi e favorendo la ricarica delle falde, contribuirebbe anche a ridurre le crisi idriche, uno spettro che minaccia il futuro dell'approvvigionamento idrico, soprattutto nei paesi dell'Europa meridionale.

Tuttavia queste opportunità di politica lungimirante sono minate alla base proprio dall'insufficiente considerazione degli elementi idromorfologici nel sistema WFD di classificazione dello stato ecologico. La sua scarsa sensibilità alle variazioni idromorfologiche rappresenta, infatti, un disincentivo per gli Stati membri, in quanto gli effettivi miglioramenti ecologici non sarebbero compiutamente registrati; inversamente, programmi tradizionali di interventi artificializzanti, rischierebbero di non subire alcun disincentivo.

Inoltre, poiché i criteri di designazione dei corpi idrici fortemente modificati (HMWB) (CIS-WFD, 2003b; HANSEN *et al.*, 2002) sono di tipo economico (WFD, art. 4, c. 3), è forte la tentazione di designare HMWB molti fiumi (oggi lontani dalle loro condizioni di riferimento a causa delle opere idrauliche realizzate nei secoli), ripiegando sull'obiettivo meno stringente (e meno costoso) del buon "potenziale" ecologico. Se, invece, fosse adeguatamente riconosciuto il miglioramento dello stato ecologico (e i conseguenti servizi ambientali, in particolare la riduzione del rischio idraulico) derivante da una politica di miglioramento dello stato ecologico per la protezione dalle inondazioni, i costi per il raggiungimento dello stato buono potrebbero risultare non più sproporzionati e il corpo idrico potrebbe non essere designato come HMWB e conseguire un maggior miglioramento ecologico.

LE POSSIBILI SOLUZIONI

I limiti della WFD e le disarmonie con la FD possono essere superati, da un lato, migliorando il sistema di classificazione dello stato ecologico e, dall'altro, introducendo la valutazione di "convenienza" (economica e sociale) delle misure di intervento.

Il primo aspetto richiede di introdurre gli elementi idromorfologici anche nella valutazione delle classi di stato ecologico *buono* o inferiore. Il secondo richiede un cambiamento culturale più profondo: concepire – come suggerito anche dall'art. 9 della FD – il "Piano di Gestione" dei distretti idrografici come strumento che integri le misure per il raggiungimento degli obiettivi di qualità del corpo idrico (WFD) con quelle per la difesa dal rischio idrogeologico e alluvionale (FD).

Il sistema di classificazione dello stato ecologico può essere migliorato:

- introducendo sempre alcuni attributi (in parte già previsti nella WFD) capaci di rilevare chiaramente e facilmente l'assetto idromorfologico generale;
- valutando ciascuno dei tre elementi di qualità (biologica, fisico-chimica, idromorfologica), sulla base dell'entità dello scostamento dalle rispettive condizioni di riferimento, in modo da produrre una classificazione dello stato (sulle cinque classi, da *elevato* a *cattivo*) di ognuno dei tre elementi;
- sostituendo il criterio del *caso peggiore* con uno di *compensazione* sia nell'aggregazione dei singoli attributi all'interno di ogni elemento di qualità, sia nell'aggregazione tra elementi (si veda, più avanti, il paragrafo "aggregazione dell'informazione"). Per quest'ultima, in particolare, si possono ponderare i tre elementi di qualità attribuendo loro un peso relativo commisurato alla rispettiva importanza ecologica (tramite la funzione di valore, come discusso nel seguito). È in questa fase che potrebbe più correttamente essere introdotta l'esplicita volontà politica della WFD di attribuire un peso maggiore alla qualità biologica.

Fermo restando il rispetto degli obblighi previsti dalla WFD (in particolare il raggiungimento dello stato ecologico buono entro il 2015), per la valutazione di convenienza sociale dei piani di gestione integrati (WFD e FD) e dei relativi programmi di misure si dovrebbe, a nostro avviso, adottare un approccio multicriterio (KEENEY e RAIFFA, 1976; GOICOECHEA *et al.*, 1982; JANSSEN, 1992) che consideri almeno: lo stato di salute dell'ecosistema (obiettivo *ambientale*), il rischio idraulico (obiettivo *sicurezza*), i costi (obiettivo *economico*), sulla base delle "preferenze sociali". Se in tal modo i programmi di misure risultassero "convenienti", o più propriamente "socialmente desiderati", allora il corpo idrico non sarà più designato come HMWB e ci si porrà l'obiettivo del buono *stato* ecologico, altrimenti

si ripiegherà sull'obiettivo del buon *potenziale* ecologico.

Più in generale, la collettività (portatori di interesse, gente comune e decisori) potrà così decidere eventualmente di allocare maggiori investimenti per migliorare lo stato ecologico anche di corpi idrici che, nella visione parziale WFD sarebbero ora classificati HMWB, ottenendo in cambio altri benefici (quali, in particolare, più sicurezza).

Viene di seguito presentato uno schema di classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, denominato FLuvial Ecosystem Assessment (FLEA) (CIRF, 2006), che consente di superare i limiti della WFD sopra illustrati. Si sottolinea che si tratta di uno stimolo alla discussione, piuttosto che di un pacchetto completamente definito, e in quanto tale lo caratterizzano flessibilità e apertura ad adattamenti specifici.

La proposta si articola sul concetto di *albero dei valori* (WEBLER *et al.*, 1995; KEENEY, 1992), cioè una struttura logica, espressa in forma grafica, che organizza tutti i punti di vista (*attributi*) considerati rilevanti per valutare un certo oggetto (in questo caso lo stato ecologico).

Dopo una breve descrizione degli attributi proposti, si discute la necessità che, nell'aggregazione degli attributi in un singolo giudizio di valore (indice), sia adottato un approccio che superi i limiti del principio OO-AO previsto dalla WFD, lasciando un certo grado di compensabilità tra gli attributi.

La proposta FLEA e i suoi attributi

Il criterio di fondo adottato per valutare lo stato ecologico di un corso d'acqua è quello –coerentemente con la WFD– della sua *integrità ecologica* (KARR e DUDLEY, 1981; KARR, 1993; KARR e CHU, 1995) o, in termini forse più intuitivi, della sua *salute* (SCHNEIDERS *et al.*, 1993; IMHOF *et al.*, 1996), che costituisce una misura della vicinanza alle sue *condizioni di riferimento*, ovvero alle condizioni in cui si troverebbe lo stesso corso d'acqua in assenza di impatti antropici.

L'individuazione delle condizioni di riferimento –idromorfologiche, fisico-chimiche e biologiche– specifiche di ogni tipologia fluviale è una delle sfide più ardue, il cui approfondimento esula dagli scopi del presente articolo. Va tuttavia osservato che la proposta metodologica FLEA resta valida ed applicabile anche nel caso di scelte diverse per le condizioni di riferimento (approccio storico, statistico, modellistico, giudizio esperto, ecc.) (CIS-WFD, 2003e, HAWKINS *et al.*, 2000; SIMPSON e NORRIS, 2000; KELLY-QUINN *et al.*, 2004).

Lo schema FLEA (Fig. 2) è abbastanza simile a quanto già proposto, ad esempio, nella versione finale di CIS-WFD, 2003 (Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive); tuttavia, oltre a variazio-

ni minori, include ulteriori sub-attributi chiave:

- *continuità laterale*, che esprime quanto sia presente la naturale dinamica di inondazione (di grande importanza per la vegetazione e la fauna, l'esplicarsi dei naturali cicli dei nutrienti, il rinnovamento delle forme del corso d'acqua e del corridoio fluviale, oltre che per l'attenuazione dei picchi di piena e la ricarica degli acquiferi) (JUNK, 1999; JUNK *et al.*, 1989; JUNK e WANTZEN, 2004);
- *equilibrio geomorfologico e spazio di libertà*, trattati nel seguito;
- *vegetazione riparia*, che nella WFD è “declassata” al ruolo di elemento idromorfologico “a sostegno” degli elementi biologici, mentre –in quanto componente vivente essenziale del sistema fluviale– merita il pieno riconoscimento di elemento di qualità biologica (al pari delle macrofite acquatiche e del fitobentos). Basti ricordarne l'elevata diversità in specie legata alla collocazione ecotonale (GREGORY *et al.*, 1991; NAIMAN *et al.*, 1993, POLLOCK *et al.*, 1998), l'intensa produttività (NANSON e BEACH, 1977; WALKER *et al.*, 1986; JOHNSON, 1994), l'importanza strategica per la conservazione della natura (KALLIOLA e PUHAKKA, 1988) e i ruoli di: serbatoio per la dispersione delle specie; fonte di detrito organico fine (TABACCHI *et al.*, 1998) e di grossi detriti legnosi (LWD) che diversificano gli habitat (BEECHIE e SIBLEY, 1997; KONDOLF *et al.*, 1987) e forniscono rifugi per la fauna (RAEDEKE, 1988); controllo dell'inquinamento diffuso veicolato dal ruscellamento superficiale e sub-superficiale proveniente dal territorio circostante (HAYCOCK *et al.*, 1993 e 1997); regolazione della temperatura dell'acqua (NAIMAN *et al.*, 1993; MALANSON, 1993; POLLOCK *et al.*, 1998).

L'ultima colonna dello schema FLEA riporta, a titolo di esempio, un elenco di possibili indicatori. È tuttavia altamente auspicabile che la scelta degli indicatori scaturisca da un confronto scientifico a livello quantomeno nazionale, per ogni scala ed ogni tipologia fluviale (si vedano le considerazioni a chiusura del paragrafo “aggregazione dell'informazione”). Va precisato che in FLEA tutti gli attributi vanno espressi come grado di vicinanza alle proprie condizioni di riferimento e gli indici da utilizzare per ogni attributo assumono alla fine un valore definito nell'intervallo tra massima lontananza (0) e coincidenza (1).

Solo diagnosi o anche prognosi?

A rigore, per classificare lo stato ecologico *attuale*, come richiesto dalla WFD, sono necessari e sufficienti attributi *di stato*. In FLEA, invece, tra gli elementi morfologici, si è preferito includere alcuni attributi che incorporano –almeno in parte– anche le *tendenze* evolutive dell'alveo. Sono così stati introdotti:

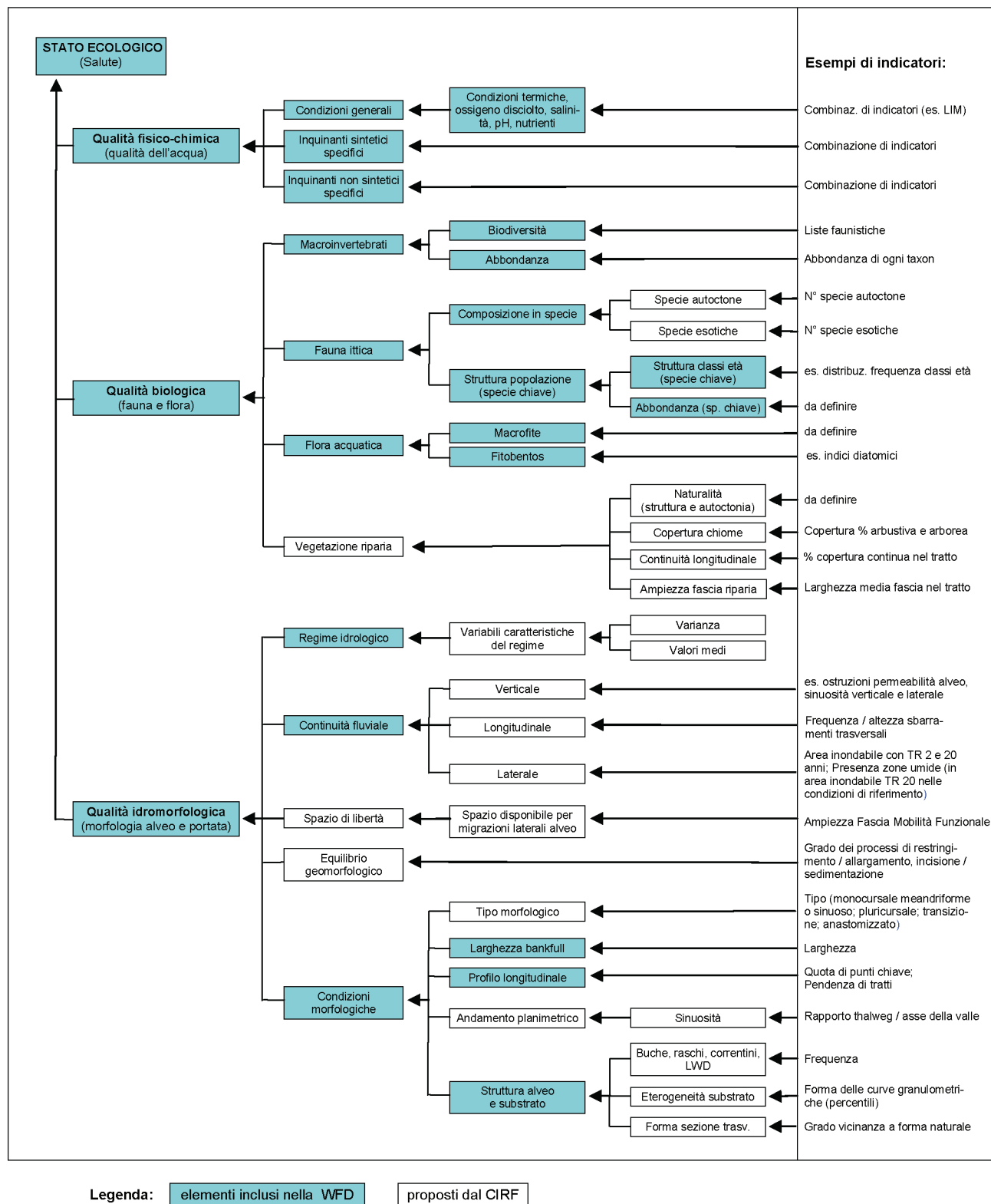


Fig. 2. L'albero dei valori di FLEA. Il valore del tronco principale (stato ecologico) risulta dall'aggregazione dei valori dei tre rami principali (qualità fisico-chimica, biologica e idromorfologica), ciascuno dei quali aggrega il valore dei rami di secondo ordine, e così via fino agli indicatori finali (le foglie dell'albero).

- l'*equilibrio geomorfologico*, che esprime quanto la dinamica geomorfologica dell'alveo si discosti da quella che avrebbe in condizioni non o scarsamente antropizzate. Si noti che l'equilibrio geomorfologico, oltre all'importanza intrinseca, può anche fungere da *proxy* di altri attributi, in particolare di quelli legati alle condizioni morfologiche (il cui mantenimento nel tempo è garantito solo da condizioni di equilibrio dinamico);
- lo *spazio di libertà* (MALAVOI *et al.*, 1998; CIRF, 2006; RINALDI, 2006; RINALDI e SIMONCINI, 2006), che esprime quanto dello spazio che il corso d'acqua avrebbe naturalmente sia ancora a disposizione per la libera evoluzione morfologica dell'alveo (ovvero non sia limitato da difese spondali, pennelli, argini, ecc., né occupato da insediamenti). Riveste dunque un'importanza centrale, in quanto prerequisito per il libero esplicarsi (anche futuro) dei processi fluviali (*in primis* la divagazione dell'alveo). Si noti tuttavia che, più che misurare lo stato attuale, è un predittore dello stato futuro.

Indicatori e scale: standardizzazione e flessibilità

Ogni attributo di livello più basso nello schema di valutazione (*foglia dell'albero dei valori*) deve essere misurato da uno specifico indicatore. Fermo restando l'obiettivo di utilizzare lo stesso indicatore per tutte le tipologie fluviali o, almeno, per tutti i corsi d'acqua appartenenti alla stessa tipologia, va preso atto che spesso, la possibilità di utilizzare gli indicatori più "desiderabili" è preclusa da dati insufficienti, o disponibili solo ad una certa scala di analisi (ad es. regionale, ma non locale).

È pertanto opportuno prevedere la possibilità di misurare un dato attributo a varie scale di analisi, da bacino a tratto e persino locale, nonché per diverse disponibilità di dati. Spesso, infatti, un'analisi di area vasta con indicatori definiti su variabili grossolane dà informazioni più utili rispetto ad un'analisi di estremo dettaglio eseguita –per necessità– su brevi tratti. Ma quando per un dato tratto fluviale siano disponibili dati di dettaglio è utile sfruttarli per ricavare lo stesso attributo con maggior affidabilità.

La sfida, in definitiva, è utilizzare un sistema flessibile che permetta di valutare lo stesso attributo sia con indicatori grossolani (a scala di bacino o di tratto) sia con un set di indicatori più specifici (alla scala locale). Un esempio tipico riguarda la vegetazione: alla scala di bacino se ne può misurare tramite telerilevamento almeno l'ampiezza e la copertura, mentre a scala locale l'informazione può essere integrata da composizione in specie, autoctonia e struttura. È dunque indubbia l'utilità di un sistema di valutazione flessibile, che permetta cioè sistematicamente di mappare l'intera

asta fluviale con dati grossolani e di integrare/aggiornare via via l'informazione nei tratti ove si rendano disponibili dati di maggior dettaglio.

In conclusione, poiché un monitoraggio basato interamente sul lavoro di campo permette –per limitatezza di risorse– di ricavare solo dati spazialmente puntuali e, soprattutto, intrinsecamente non rappresentativi (almeno per gli elementi idromorfologici: cfr. Fig. 5), è preferibile utilizzarlo –quando possibile– come integrativo di dati acquisiti mediante telerilevamento, più grossolani ma estesi all'intera asta fluviale.

Aggregazione dell'informazione: la Funzione di Valore

Ogni analisi dell'ecosistema fluviale richiede, alla fine, di essere condensata in un'informazione sintetica sullo stato dei tratti di ogni corso d'acqua e dei diversi corsi d'acqua di un distretto, da utilizzare operativamente per prendere decisioni. A questo fine è importante sapere anche quali siano gli attributi responsabili dell'eventuale perdita di integrità ecologica (in base ai quali monitorare i corsi d'acqua per verificarne variazioni nel tempo). Servono quindi criteri e strumenti di aggregazione degli indicatori in livelli di informazione sintetica (ovvero in *indici di valutazione*) che dovrebbero, comunque, essere sempre accompagnati dai dati originali per evitare ogni possibile distorsione o perdita di informazione (EISEL e GAUDET, 1974; ELLIOTT, 1981).

Indicatori: misura e valutazione

Per costruire un indice di sintesi in generale vanno separate chiaramente:

- la fase *descrittiva* che consiste nella scelta degli attributi e dei relativi indicatori e nella loro misura, sia nelle condizioni di riferimento, che in quelle considerate (tipicamente le attuali, oppure quelle relative ad una ipotetica situazione futura);
- la fase *di valutazione* vera e propria, in cui si misura la vicinanza tra i due stati considerati attraverso i corrispettivi valori di ogni indicatore e si aggregano i diversi attributi assegnando loro un dato giudizio di importanza relativa.

Il primo passo dovrebbe essere il più possibile oggettivo (misura di variabili rappresentative degli elementi di qualità attraverso appropriati indicatori, piuttosto che attribuzione di punteggi basati sul giudizio dell'operatore), mentre il secondo include necessariamente un giudizio di valore, che deve però essere reso esplicito e formalizzato; questo è possibile, come spiegato di seguito, tramite l'uso di una *Funzione di Valore* (NARDINI, 2005).

Si noti che queste considerazioni sono del tutto generali e quindi indipendenti dal particolare albero dei

valori adottato e addirittura prescindono dall’oggetto di interesse, in questo caso l’ecosistema, valendo anche in qualsiasi altro contesto.

Indicatori: aggregazione e Funzione di Valore

La procedura di aggregazione può avvenire in base a criteri di tipo diverso; schematizzando, vi sono almeno due possibilità:

- *caso peggiore*: lo stato dell’elemento in peggiori condizioni viene attribuito allo stato ecologico complessivo (come se tutti gli elementi fossero in tali condizioni);
- *compensazione*: lo stato di elementi in cattive condizioni può essere compensato da altri in migliori condizioni; lo stato ecologico risulta da una loro ponderazione, attraverso un algoritmo chiaro e funzionale.

La WFD, come già descritto, sceglie il primo criterio (OO-AO) e non è pertanto in grado di distinguere adeguatamente situazioni diverse; in altre parole, soffre di *incoerenza interna* (NARDINI, 2004), come mo-

strato nell’esempio della figura 3. Il criterio di compensazione previsto dal giudizio integrato ponderato, invece, oltre a permettere la coerenza interna, è anche la sede opportuna per dare adeguata forma matematica alla scelta della WFD di attribuire un peso maggiore agli elementi di qualità biologica.

Un valido strumento utilizzabile, sia per assicurare un’aggregazione internamente coerente che per formalizzare i giudizi di valore relativi ad ogni indicatore, garantendone la ripetibilità, è la Funzione di Valore (*Value Function*, di seguito abbreviata FV), uno strumento sviluppato per rappresentare matematicamente le preferenze umane (KEENEY e RAIFFA, 1976; KEENEY, 1992).

È utile ricordare che una FV –denotata qui con $v(\bullet)$ – può essere scalare (funzione di una singola variabile), o multi-attributo (funzione di più variabili); in entrambi i casi le sue proprietà principali sono le seguenti (denotando con *situazione* una condizione fisica a cui è associato un valore per ognuno degli indicatori considerati):

Giudizio non integrato (WFD)	Giudizio integrato (mediato)	Giudizio integrato (ponderato)
Elementi: Stato ecol.	Elementi: Stato ecol.	Elementi: Stato ecol.
biologici chimici idromorfol. 1 2 3 4 5 e b i e i 1 2 3 4 5	biologici (peso 1/3) chimici (peso 1/3) idromorfol. (peso 1/3) 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 (peso tot. 1,0)	biologici (peso 0,5) chimici (peso 0,3) idromorfol. (peso 0,2) 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 1 2 3 4 5 (peso tot. 1,0)
Valore: vinca il peggiore = 5	$5/3 + 3/3 + 1/3 = 3$	$[(5 \cdot 0,5) + (3 \cdot 0,3) + (1 \cdot 0,2)] = 3,6$

Fig. 3. Mancanza di coerenza interna. Confronto fra tre diversi criteri di classificazione dello stato ecologico. Il criterio della WFD (a sinistra) è *incoerente* perché –basandosi sul principio del *caso peggiore*– fornisce lo stesso valore (5) e giudizio (cattivo) sia per la situazione illustrata, sia per altre situazioni che sono invece indubitabilmente migliori (ad es. elementi fisico-chimici in classe e= elevata o b= buona) o peggiori (ad es. elementi idromorfologici in classe i= inferiore). Al centro: col criterio di giudizio mediato, ciascuno dei tre elementi è suddiviso in 5 classi di ugual peso (pari ad un terzo); la loro media risulta 3 (stato ecologico sufficiente); ogni variazione degli elementi fisico-chimici e idromorfologici non viene ignorata, ma si riflette sul giudizio finale. Questo criterio è *internamente coerente* solo se i tre elementi considerati hanno effettivamente la stessa importanza ecologica. A destra: col criterio ponderato, ad ogni elemento viene attribuito un peso commisurato alla sua importanza ecologica (nell’esempio 0,5 per gli elementi biologici, 0,3 per quelli fisico-chimici e 0,2 per quelli idromorfologici); lo stato ecologico ricade nella classe 4 (scarso). Questo criterio assicura la *coerenza interna* poiché, al variare dei valori dell’indice, varia proporzionalmente lo stato ecologico.

- se la *situazione A* è preferita alla *situazione B*, allora $v(A) > v(B)$;
- se *A* è giudicato indifferente rispetto a *B* (ovvero genera la stessa *soddisfazione*), allora $v(A) = v(B)$;
- se *A* non è preferito a *B*, allora $v(B) \geq v(A)$.

Inoltre, uguali incrementi del valore numerico di FV implicano uguali incrementi di soddisfazione.

Una FV scalare, cioè funzione di un solo indicatore *d*, è una curva nel piano (*d*,*v*) che traduce ogni valore possibile dell'indicatore in un giudizio che spazia tra il caso migliore (1) e il peggiore (0) su una scala in cui ogni incremento della *v* corrisponde a un medesimo incremento di soddisfazione. Tale funzione può avere forme molto diverse: per es. lineare crescente, come nel caso di un indicatore di reddito (quanto più elevato, meglio è); o decrescente asintotica, come nel caso di un indicatore di concentrazione salina nell'acqua irrigua (per concentrazioni abbastanza elevate, ogni incremento di salinità peggiora sempre meno, avendo già praticamente danneggiato la pianta); o tipo a campana (come per il pH di un suolo che è migliore per valori più vicini al pH neutro, lontano dagli estremi acido e basico).

Quando l'applicazione è relativa alla valutazione dello stato ecologico, la situazione migliore, per cui la FV assume il valore massimo (normalmente 1), corrisponde alle *condizioni di riferimento*; nella situazione peggiore la FV assume il valore minimo (normalmente 0).

Più in generale, una FV è funzione di molti indicatori e la sua virtù è proprio quella di aggregarli in modo coerente. La struttura più semplice della VF è quella additiva, che assume la possibilità di compensare il peggioramento di un attributo con il miglioramento di altri, attraverso un tasso di sostituzione costante (il *peso*). In sostanza è una semplice somma dei subindici costituiti ciascuno da una FV scalare (una per ogni indicatore *foglia*), pesata con pesi costanti. Per la struttura ad albero FLEA (Fig. 2) occorre assegnare un peso ad ogni subindice dello stato ecologico (qualità fisico-chimica, qualità biologica, qualità idromorfologica), commisurato alla rispettiva importanza ecologica (e tali che la loro somma sia unitaria: cfr. Fig. 3); la stessa operazione va compiuta per tutti i sottoattributi di ciascun subindice. Un esempio che mostra graficamente la linearità e semplicità di questo procedimento, solo apparentemente complesso, è illustrato in Fig. 4.

In ogni caso, per stabilire l'importanza relativa dei diversi attributi, si devono interpellare gli esperti di settore (e, più in generale, il gruppo sociale i cui interessi in gioco si vedono riflessi nell'indice che si sta costruendo).

Per ridurre al minimo la soggettività in questa delicata fase di aggregazione, è auspicabile – analogamente al processo di scelta degli attributi foglia e

indicatori sopra citato – una procedura strutturata di consultazione di un folto gruppo di esperti di varie discipline, ad es. secondo il metodo *Delphi* (ADLER e ZIGLIO, 1996).

Qualche nota sul processo di implementazione della WFD in Europa e in Italia

Nel processo di implementazione, la WFD richiede che gli Stati membri (1) definiscano le condizioni di riferimento, (2) identifichino e descrivano lo stato attuale e (3) valutino (classifichino) per tutti i corsi d'acqua lo stato attuale in relazione alle condizioni di riferimento. Tuttavia, nel testo non sono stati previsti standard di valutazione a scala europea, lasciando spazio alla definizione di metodi nazionali (pur richiedendone l'intercalibrazione). Sono pertanto stati attivati gruppi di lavoro europei, che hanno sviluppato numerose linee guida con lo scopo di supportare gli Stati membri nell'applicazione della Direttiva (CIS-WFD, 2003a-f, 2005).

Metodi di valutazione (*assessment*) dello stato dell'ecosistema fluviale sono stati introdotti con successo in diversi Paesi europei, ad esempio Austria (MUHAR e JUNGWIRTH 1998; CHOVANEC *et al.*, 2000; MUHAR e SCHWARZ, 2000; MUHAR *et al.*, 2000), Francia (AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1996, AGENCE DE L'EAU, 1998), Gran Bretagna (RAVEN *et al.*, 1997, 1998a, 1998b; EA, 1998; FOX *et al.*, 1998; HARPER ed EVERARD, 1998; NEWSON *et al.*, 1998; WILKINSON *et al.*, 1998) e Germania (LUA NRW, 1998; KAMP *et al.* 2004 e 2007; LUA BB, 2002; LAWA, 2002).

L'esame della letteratura mostra però come siano ben pochi gli schemi concettuali strutturati come FLEA che, considerando esplicitamente tutti gli elementi di qualità richiesti dalla WFD (chimico-fisici, idromorfologici e biologici), si prestano ad una valutazione pienamente integrata dello stato ecologico. Infatti, mentre la valutazione della qualità chimica e biologica è una procedura consolidata in molte nazioni, quella della qualità idromorfologica è un'acquisizione relativamente recente nel panorama europeo. Limitandosi a quest'ultimo aspetto, sono state sviluppate diverse metodologie nazionali di monitoraggio, che contengono differenze nell'approccio e nelle filosofie di fondo (es. SRQMP: AGENCE DE L'EAU, 1998; RHS: EA, 1998; OVS: LUA NRW, 1998 e 2001; LAWA, 1999, 2000a, b).

RAVEN *et al.* (2002), confrontando i metodi di valutazione utilizzati in Francia, Germania e Gran Bretagna, testandoli in fiumi francesi, concludono che, sebbene il tipo di caratteristiche e variabili registrate dai tre metodi siano analoghe, le differenze nella strategia di monitoraggio, nelle procedure di raccolta dati e nelle analisi effettuate conducono ad una diversa classifica-

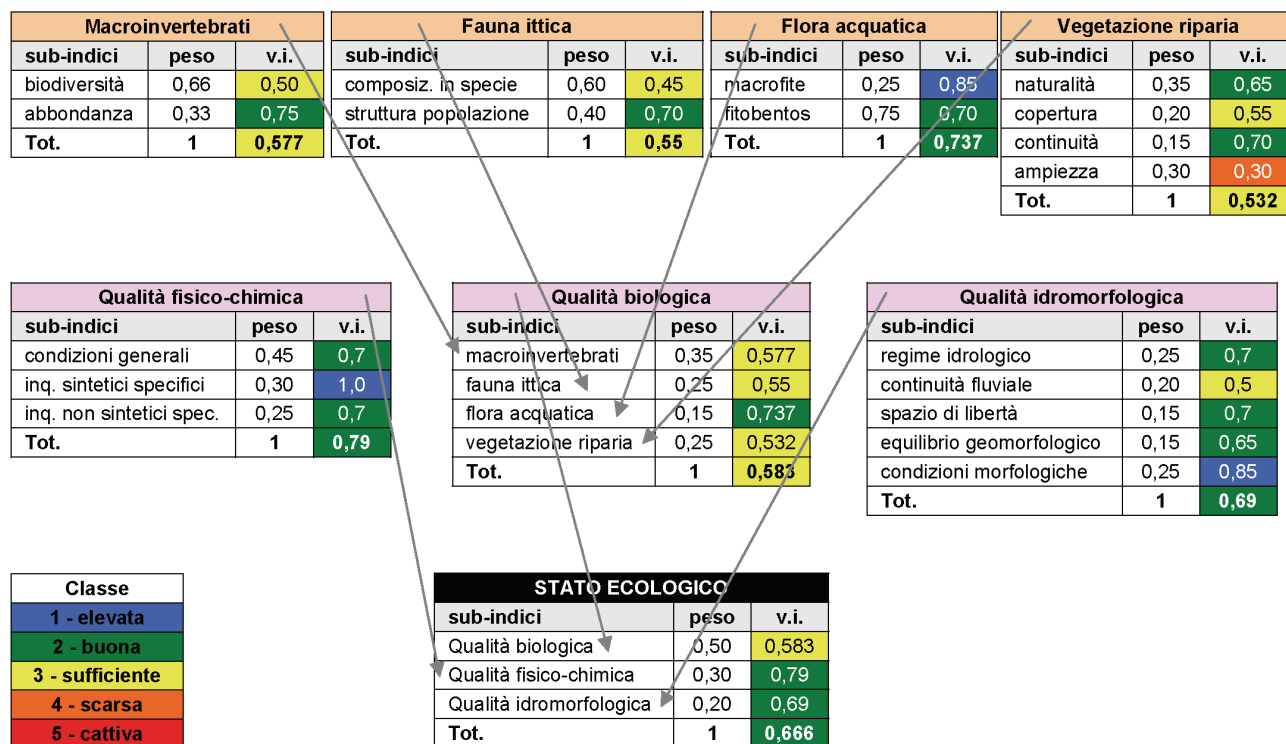


Fig. 4. Esempio del sistema di aggregazione ponderata previsto da FLEA. Sono riportati, a scopo dimostrativo, solo i 3 sub-indici di primo livello dello stato ecologico e i 4 sub-indici della qualità biologica (per la struttura completa si confronti con l'albero dei valori di Fig. 2). Si noti che il valore massimo di ogni indice (somma dei pesi dei suoi sub-indici) corrisponde alle proprie condizioni di riferimento ed è sempre pari all'unità. La colonna v.i. (valore indice) riporta i valori effettivi di ogni attributo; ad es., il valore dell'indice macroinvertebrati si ottiene da: $(0,50 \cdot 0,66) + (0,75 \cdot 0,33) = 0,577$. L'esempio è plausibile, ma ipotetico, così come i pesi di ogni sub-indice sono riportati a puro titolo di esempio. Le celle v.i., oltre al valore numerico, riportano il colore convenzionale delle 5 classi di qualità, da 0 (rosso=cattivo) ad 1 (azzurro=elevato).

zione finale. Tuttavia gli autori ne sottolineano la possibilità, potenzialmente elevata, di armonizzazione per future campagne di monitoraggio a scala europea, o per la comparabilità nell'ambito dell'implementazione della WFD.

Lo schema concettuale più vicino a FLEA –anche se sviluppato nell'ambito delle *decision analysis techniques* finalizzate alla *river rehabilitation*– è quello dello Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology - EAWAG (REICHERT *et al.* 2005, SCHWEIZER *et al.*, 2007). In questa metodologia la componente geomorfologica viene tenuta in considerazione nella valutazione dello stato ecologico ed è stato sviluppato anche un insieme di algoritmi predittivi. Nonostante il suo elevato valore scientifico, il livello di dettaglio dei dati richiesto dagli indicatori proposti ne rende difficile un'implementazione a scala di bacino appropriata alle esigenze di monitoraggio (operativo o di sorveglianza) richiesto dalla WFD. Questo limite è comune a molti degli indicatori proposti sopra citati (in particolare a quelli basati sul River Habitat Survey), al contrario

della proposta FLEA, della quale va sottolineata la flessibilità ad accogliere indicatori a grande scala con dati acquisiti mediante telerilevamento.

L'Italia, in notevole ritardo nell'applicazione della WFD, non ha ancora scelto tutti i protocolli di monitoraggio, né gli indicatori da utilizzare per la classificazione dello stato ecologico. In questa sede ci si limita a segnalare due orientamenti piuttosto rischiosi.

Per il monitoraggio degli elementi di qualità idromorfologici l'Italia sta considerando il protocollo di rilevamento CARAVAGGIO (BUFFAGNI *et al.*, 2005), derivato dal RHS. Se confermata, si tratterebbe di una scelta poco felice, in quanto:

- richiederebbe un rilevamento sul campo di estremo dettaglio, molto impegnativo, con costi e tempi proibitivi per un rilevamento esteso all'intera asta fluviale e per il suo periodico aggiornamento;
- ciò costringerebbe ad applicarlo solo su brevi tratti "rappresentativi", il cui carattere illusorio è evidenziato nella figura 5;
- concentrando l'attenzione su elementi "microscopi-

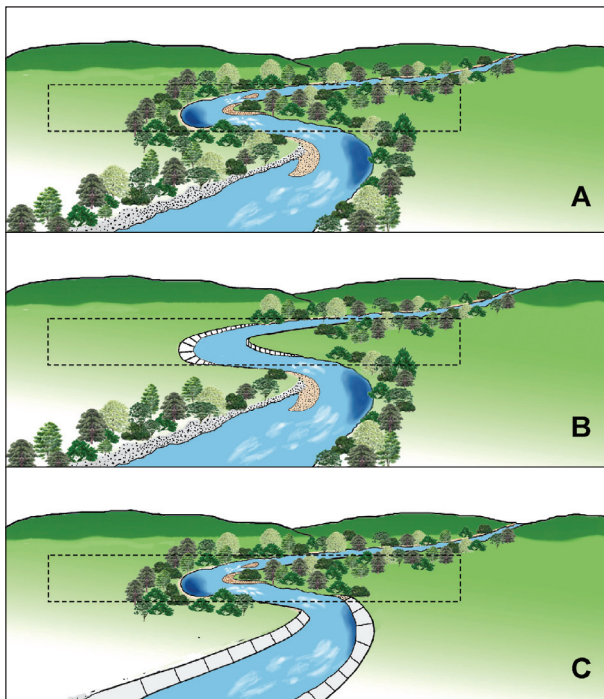


Fig. 5. Inadeguatezza del monitoraggio degli elementi morfologici basato su una stazione di rilevamento, anziché esteso all'intera asta fluviale. **A:** stazione di rilevamento (delimitata dal tratteggio) scelta come rappresentativa di tutto il corso d'acqua illustrato. **B:** a seguito di un intervento di canalizzazione che interessi la stazione, il monitoraggio successivo sulla stessa stazione attribuirà l'alterazione all'intero corso d'acqua "rappresentato". Qualora invece la canalizzazione interessi un altro tratto (**C**), il monitoraggio successivo mancherà completamente di rilevarlo. In entrambi i casi (**B** e **C**), il monitoraggio fornisce risultati erranei.

ci" ed effimeri (quali i vari tipi di corrente, variabili con la portata, quindi da un giorno all'altro), non rileverebbe aspetti macroscopici che, invece, sono centrali sul piano ecologico e pratico (es. l'equilibrio geomorfologico).

In sintesi, si rischierebbe di ottenere il minimo risultato col massimo sforzo!

Il protocollo CARAVAGGIO potrebbe dunque essere utile solo in alcuni casi specifici, come nel monitoraggio di indagini e, in particolare, nella determinazione di relazioni causa-effetto tra interventi di alterazione morfologica e stato delle componenti biologiche.

Per quanto riguarda il monitoraggio della fauna ittica, l'Italia sta considerando un metodo (TANCIONI e SCARDI, 2005; SCARDI *et al.*, 2005) che presenta alcuni aspetti pregevoli ed altri molto discutibili. Pregevole è l'utilizzo di un approccio statistico-empirico (modelli a reti neurali) per la previsione dei popolamenti ittici attesi, sulla base delle caratteristiche ambientali (approccio, però, condivisibile solo se utilizzato come supporto *integrativo* alle conoscenze faunistiche di-

sponibili). Inaccettabile, invece, appare l'approccio *funzionale*, per il quale è indifferente l'assenza di specie autoctone, qualora esse siano sostituite da specie aliene che svolgono la stessa funzione (es. detritivora, insettivora, piscivora). Tale approccio contrasta con le definizioni di stato ecologico della WFD, il cui criterio di fondo è basato sul grado di scostamento della comunità ittica attuale da quella di riferimento, associata alle condizioni inalterate (WFD, All. V, par. 1.2). Sarebbe come sostenere che la sostituzione del lupo nel suo areale con un altro predatore apicale, ma esotico (leone, puma), è solo uno scostamento "minimo" dalle condizioni naturali!

Nell'albero FLEA, viene invece attribuita importanza anche alla autoctonia o alloctonia delle specie ittiche (cfr. Fig. 2). Altri due metodi recentemente proposti in Italia sono l'ISECI (ZERUNIAN, 2004 e 2007) e l'Indice Ittico (FORNERIS *et al.*, 2005, 2006, 2007); entrambi, pur richiedendo di essere validati da una più vasta sperimentazione, tengono in debito conto (come detrattori) la presenza di specie alloctone.

In ogni caso, al momento della chiusura di questo articolo il processo di selezione dei metodi e degli indicatori è tuttora in corso.

CONCLUSIONI

L'insufficiente considerazione della componente idromorfologica nella classificazione dello stato ecologico introdotta dalla WFD rischia di compromettere il raggiungimento degli obiettivi fondamentali dichiarati.

Si propone di rimediare a questo importante limite migliorando lo schema di misura e classificazione dello stato ecologico: da un lato, adottando lo schema FLEA e, dall'altro, abbandonando il criterio del *caso peggiore*, da sostituire con un criterio di *compensazione* nell'aggregazione degli elementi (realizzabile attraverso lo strumento della Funzione di Valore). Lo stesso strumento matematico è inoltre molto utile nella formalizzazione del giudizio di valore associato ad ogni indicatore in funzione della distanza dalle condizioni di riferimento.

Va sottolineato che la proposta FLEA si limita ad uno schema aperto, presentando un insieme di indicatori a puro titolo di esempio, assumendo che la scelta definitiva debba essere raggiunta mediante un vasto confronto scientifico, a livello almeno nazionale, e possa essere modulata secondo la scala di indagine e la tipologia fluviale.

È lecito e doveroso chiedersi se l'accoglimento della proposta FLEA sia praticabile e se e quanto "stravolgerebbe" la WFD.

– Anche la WFD stabilisce che nel monitoraggio di sorveglianza gli elementi idromorfologici siano sempre considerati; FLEA introduce solo qualche modi-

fica nella scelta degli attributi/indicatori.

- Costi dell'approccio FLEA. La flessibilità del metodo permette un monitoraggio ad ampia scala degli elementi morfologici con attributi chiave acquisibili (rapidamente ed economicamente) mediante telerilevamento; il rilevamento di campo richiesto si limita a quanto necessario per validare la fotointerpretazione; tuttavia, qualora su alcuni tratti siano disponibili dati di campo più raffinati, questi possono essere facilmente integrati in FLEA.
- Numerosità degli indicatori previsti da FLEA. Anche gli indici proposti dalla WFD, se esaminati nei loro sotto-attributi, hanno una complessità del tutto analoga a FLEA, che ne rende però trasparente la struttura. Inoltre, nel monitoraggio operativo, la flessibilità di FLEA consente di considerare solo gli attributi più rilevanti.

Dal punto di vista operativo, dunque, FLEA appare ampiamente praticabile (il CIRF ha già condotto alcune applicazioni: STRARIFLU, STRARIFLU-Oglio, Two-Le-B; si vedano i casi studio in CIRF, 2006 e la documentazione nel sito www.twole.info). La differenza di fondo sta nel fatto che FLEA propone una classificazione dello stato ecologico che integra piena-

mente –in ogni classe– gli elementi biologici, fisico-chimici e idromorfologici (attribuendo sempre ad essi un peso relativo: cfr. Fig. 4). Da questo punto di vista, la proposta FLEA “sconvolge” effettivamente la WFD, ma la protegge da grossolani errori di valutazione dello stato ecologico che, come argomentato, potrebbero avere rilevanti conseguenze pratiche: da una parte consentire l'ulteriore deterioramento (soprattutto idromorfologico) dei corsi d'acqua e, dall'altra, comportare spese ingiustificate.

L'accoglimento della proposta FLEA potrebbe invece fornire un apporto significativo per una maggiore integrazione tra le politiche per la tutela degli ecosistemi fluviali e la gestione del rischio idraulico (come richiesto dalla Direttiva 2007/60/CE). In tal modo, la WFD potrebbe porsi al riparo da cocenti delusioni e segnare per l'Europa un punto di svolta storico per la riqualificazione dei corsi d'acqua

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il prof. Pierluigi Viaroli e il dott. Rossano Bolpagni, del dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma, per la lettura critica del testo e i puntuali e preziosi suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

- ADLER M., ZIGLIO E. (eds.), 1996. *Gazing into the Oracle: The Applications of the Delphi Method to Public Policy*, London, Jessica Kingsley Ltd.
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE, 1996. *Outil d'évaluation de la qualité du milieu physique-synthèse*. Metz.
- AGENCE DE L'EAU, 1998. SEQ physique: système d'évaluation de la qualité physique des cours d'eau, rapport de présentation. Rapport Inter-Agences, Ministère de l'Environnement. In: Kondolf G.M. and H. Piégay Eds. (2003): *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley (Cap. 7, pag. 189).
- AMOROS C., PETTS G.E., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris, 300 pp.
- BEECHIE T., SIBLEY T.H., 1997. Relationships between channel characteristics, woody debris and fish habitat in northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, **126**: 217-229.
- BfG, 2002. *Ecomorphological Survey of Large Rivers. Manual*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Germany, 41 pp. (<http://elise.bafg.de/-servlet/is/3829/Manual.pdf?command=downloadContent&filename=Manual.pdf>).
- BROOKES A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, Chichester UK, 342 pp.
- BUFFAGNI A., ERBA S., CIAMPITIELLO M., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. CNR-IRSA, *Notiziario dei metodi analitici*, 2005 (2): 32-46.
- CAMPBELL K.L., KUMAR S., JOHNSON H.P., 1972. Stream straitening effects on flood runoff characteristics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **15**: 94-98.
- CEMAGREF, 1983. *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau*. CEMAGREF, Grenoble.
- CHANG H.H., 1988. *Fluvial processes in river engineering*. Wiley & Sons, New York, 432 pp.
- CHOVANEC A., JÄGER P., JUNGWIRTH M., KOLLER-KREIML V., MOOG O., MUHAR S., SCHMUTZ S., 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **422/423**: 445-452.
- CIRF, 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia: strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (Eds.), Mazzanti Editori, Venezia, 832 pp.
- CIS-WFD, 2003a. *Guidance Document on Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 47 pp.
- CIS-WFD, 2003b. *Guidance Document on Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Final Version*. EU Common Implementation Strategy

- for the Water Framework Directive, 117 pp.
- CIS-WFD, 2003c. *Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 163 pp.
- CIS-WFD, 2003d. *Rivers and Lakes. Typology, Reference Conditions and Classification systems.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 94 pp. (http://www.sigov.si/mop/podrocja/uradzavode_sektor_vode/porocila/wfd/guidance_doc_10_refcond.pdf).
- CIS-WFD, 2003e. *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 93 pp.
- CIS-WFD, 2003f. *Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 47 pp.
- CIS-WFD, 2005. *Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. Final version.* EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 26 pp.
- CORNING R.V., 1975. Channelization: shortcut to nowhere. *Virginia Wildlife*, Feb.: 6-8.
- DANIELS R.B., 1960. Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa. *American Journal of Science*, **258**: 161-176.
- DIR. 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, p. 1-71.
- DIR. 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. *Official Journal*, L 288, 06.11.2007, p. 27-34.
- DOWNS P., 2001. Geomorphological evaluation of river restoration schemes: principles, method, monitoring, evaluation. In: Nijland HJ, Cals MJR (eds.) *River Restoration in Europe. Practical Approaches*, RIZA, Lelystad, Netherlands: 243-249.
- DOWNS P.W., GREGORY K.J., 2004. *River Channel Management: Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London.
- EA, 1998. *River habitat quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man.* Environment Agency, Bristol, 84 pp.
- EISEL L., GAUDET J., 1974. Comments on 'An Environmental Evaluation System for Water Resources Planning' by N. Dee *et al.* *Water Resources Research*, **10** (2): 11-37.
- ELLIOTT M., 1981. Pulling the pieces together: amalgamation in Environmental Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, **2** (1).
- EMERY J.C., GURNELL A.M., CLIFFORD N.J., PETTS G.E., 2004. Characteristics and controls of gravel-bed riffles: an analysis of data from the River Habitat Survey. *Water and Environment Journal*, **18**: 210-216.
- EPSRC, 2001. *River Habitat Survey.* Engineering and Physical Sciences Research Council, UK. (<http://ncrfs.civil-gla.ac.uk/habitat.htm>).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **XXVI**: 3-39. Carmagnola (TO).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po. Atti X Conv. Naz. AIAD (Pescara, 2-3 aprile 2004). *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89-101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. Indice Ittico - I.I. *Biologia Ambientale*, **21** (1): 43-60.
- FOX P.J.A., NAURA M., SCARLETT P., 1998. An account of the derivation and testing of a standard field method, River Habitat Survey. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 455-475.
- GOICOECHEA A., HANSEN D.R., DUCKSTEIN L., 1982. *Multiobjective Decision Analysis with Engineering and Business Applications.* John Wiley, New York.
- GOODSON J.M., GURNELL A.M., ANGOLD P.G., MORRISSEY I.P., 2003. Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: the River Dove, Derbyshire, UK. *River Research and Applications*, **19**: 317-334.
- GREGORY S.V., SWANSON F.J., MCKEE W.A., CUMMINS K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bio-science*, **41**: 540-551.
- GURNELL A.M., PETTS G.E., 2002. Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. *Freshwater Biology*, **47**: 581-600.
- GURNELL A.M., PETTS G.E., 2006. Trees as riparian engineers: the Tagliamento River, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, **31**: 1558-1574.
- GURNELL A.M., TOCKNER K., PETTS G.E., EDWARDS P.J., 2005. Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and Environment*, **3**: 377-382.
- GURNELL A.M., VAN OOSTERHOUT M.P., DE VLIET B., GOODSON J.M., 2006. Reach-scale impacts of aquatic plant growth on physical habitat. *River Research and Applications*, **22**: 667-680.
- HANSEN W., KAMPA E., LASKOV C., KRAEMER R.A., 2002. *Synthesis Report on the Identification and Designation of Heavily Modified Water Bodies. First Draft*, Report for the European Commission, Berlin, 213 pp. (<http://www.umweltdaten.de/wasser/77hmbw.pdf>).
- HARPER D., EVERARD M., 1998. Why should the habitat level approach underpin holistic river survey management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 395-413.
- HAYCOCK N.E., PINAY G., WALKER C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: european perspective. *Ambio*, **22** (6): 340-346.
- HAYCOCK N.E., BURT T.P., GOULDING K.W.T., PINAY G., 1997. *Buffer zones, their processes and potential in water protection.* Quest Environmental, Environment Agency.
- HAWKINS, C. P., NORRIS R. H., HOGUE J. N., FEMINELLA J. W., 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* **10**: 1456-1477.
- ICE (The Institution of Civil Engineers), 2001. *Learning to*

- live with rivers*. ICE, London, 84 pp. (www.ice.org.uk).
- IMHOF J.G., FITZGIBBON J., ANNABLE W.K., 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **53** (Suppl. 1): 312-326.
- IRVINE K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 107-112.
- JANSSEN R., 1992. *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers.
- JOHNSON W.C., 1994. Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological Monographs*, **64**: 45-84.
- JUNK W.J., 1999. The flood pulse concept of large rivers: Learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie* **115**: 261-280.
- JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, ed. by D. P. Dodge, pp. 110-127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, Canada.
- JUNK W.J., WANTZEN K.M., 2004. The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches and applications - an update. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, 2004: 117-149.
- KALLIOLA R., PUHAKKA M., 1988. River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. *Journal of Biogeography*, **15**: 703-719.
- KAMP U., BOCK R., HOLZL K., 2004. Assessment of river habitat quality in Brandenburg, Germany. *Limnologica*, **34**: 176-186.
- KAMP U., BINDER W., HÖLZL K., 2007. River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environmental Monitoring Assessment*, **127**: 209-226.
- KARR J.R., 1993. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**: 1521-1531.
- KARR J.R., CHU E.W., 1995. Ecological integrity: Reclaiming lost connections. In: L. Westra and J. Lemons (eds). *Perspectives on Ecological Integrity*. Kluwer Academic, Dordrecht, Netherlands, pp. 34-48.
- KARR J.R., DUDLEY D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**: 55-68.
- KEENEY R., 1992. *Value Focused Thinking*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- KEENEY R., RAIFFA H., 1976. *Decisions with Multiple objectives: preferences and value tradeoffs*. Wiley, N.Y.
- KELLY-QUINN M., BAARS J.-R., BRADLEY C., DODKINS I., HARRINGTON T.J., NÍ CATHÁIN B., O'CONNOR M., RIPPEY B., TRIGG D., 2004. *Characterisation of reference conditions and testing of typology of rivers (RIVTYPE)*. Draft report to the EPA.
- KERN K., FLEISCHHACKER T., SOMMER M., KINDER M., 2002. Ecomorphological survey of large rivers: monitoring and assessment of physical habitat conditions and its relevance to biodiversity. *Large Rivers*, **3**: 1-28.
- KONDOLF G.M., PIÉGAY H., 2003. *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley, Chichester.
- KONDOLF G.M., WEBB J.B., SALE, M.J., FELANDO T., 1987. Basic hydrologic studies for assessing impacts of flow diversions on riparian vegetation: examples of streams of the eastern Sierra Nevada, California, USA. *Environmental Management*, **11**: 757-769.
- LACHAT, 1991. *Le cours d'eau. Conservation, entretien et aménagement*. Conseil d'Europe, Strasbourg, 84 pp.
- LAWA, 1999. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, Munich.
- LAWA, 2000a. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Handbuch zum Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*, Munich.
- LAWA, 2000b. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensbeschreibung für Vor-Ort-Kartierungen kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer. Empfehlung*. Schwerin: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA, 2002. *Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland. Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001*. Berlin: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LIGON F.K., DIETRICH W.E., TRUSH W.J., 1995. Downstream ecological effects of dams. *BioScience*, **45**: 183-192.
- LUA BB, 2002. *Strukturgüte von Fließgewässern Brandenburg*. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte, Potsdam, 37, 42. (http://www.mlur.brandenburg.de/oe_a/lua_bd37.pdf).
- LUA NRW, 1998. *Gewässerstrukturgütekartierung in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter. *Essen* **14**: 58. (http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/_merk14/merk14web.pdf).
- LUA NRW, 2001. *Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter. *Essen*, **26**: 150. (<http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merkbl26web.pdf>).
- MALANSON G.P., 1993. *Riparian Landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge.
- MALAVOI J.R., BRAVARD J.P., PIEGAY H., HEROIN E., RAMEZ P., 1998. *Determination de l'espace de liberte des cours d'eau. bassin Rhone Mediterranee Corse*, Guide technique N°2, 39 pp.
- MARZOLF R.G., 1978. *The potential effects of clearing and snagging on stream ecosystems*. U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS-78/14), Washington, D.C.
- MUHAR S., JUNGWIRTH M., 1998. Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia*, **386**: 195-202.
- MUHAR S., SCHWARZ M., 2000. Assessing rivers with high and good habitat integrity in the Alpine region as foundation for conservation programmes: applications in Austria. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, **27**: 669-673.

- MUHAR S., SCHWARZ M., SCHMUTZ S., JUNGWIRTH M., 2000. Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria. *Hydrobiologia*, **422/423**: 343–358.
- NAIMAN R.J., DÉCAMPS H., POLLOCK M., 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, **3**: 209–212.
- NANSON G.C., BEACH H.F., 1977. Forest succession and sedimentation on a meandering river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography*, **4**: 229–251.
- NARDINI A., 2004. A Systematic Approach to Build Evaluation Indices for Environmental Decision Making with Active Public Involvement. *Rivista di Economia delle fonti di Energia e dell'Ambiente*, Anno XLVI, N. 1-2/2003: 189–215 (IEFE, Bocconi, Milano) (in English).
- NARDINI A., 2005. *Decidere l'Ambiente con l'approccio partecipativo*. Collezione CIRF (Centro Italiano per la Riqualficazione Fluviale, www.cirf.org). Mazzanti Editore (VE), 441 pp.
- NEWSON M. D., CLARK M. J., SEAR D. A., BROOKES A., 1998. The geomorphological basis for classifying rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 415–430.
- PETTS G.E., AMOROS C. (eds), 1999. *Fluvial Hydrosystems*. Kluwer, London.
- POLLOCK M.M., NAIMAN R.J., HANLEY T.A., 1998. Predicting plant species richness in forested and emergent wetlands – a test of biodiversity theory. *Ecology*, **79**: 94–105.
- RAEDEKE K.J., 1988. Introduction. In: K.J. Raedeke (Ed.), *Streamside Management: riparian wildlife and forestry interactions*. University of Washington. Institute of Forest Resources, Seattle, pages xiii–xvi.
- RAVEN P.J., FOX P.J.A., EVERARD M., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon P.J. and Howell D.L. (Eds), *Freshwater quality: Defining the indefinable?* The Stationary Office, Edinburgh, 215–234.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., EVERARD M., 1998a. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 477–499.
- RAVEN P.J., HOLMES N.T.H., DAWSON F.H., FOX P.J.A., EVERARD M., FOZZARD I.R., ROUEN K.J., 1998b. *River Habitat Quality: the character of freshwater streams and rivers in the U.K. and the Isle of Man*. Report No.2. Environment Agency.
- RAVEN P. J., HOLMES N. T. H., CHARRIER P., DAWSON F. H., NAURA M., BOON P. J., 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 405–424.
- REICHERT P., BORSUK M., HOSTMANN M., SCHWEIZER S., SPÖRRI C., TOCKNER K., TRUFFER B., 2005. Concepts of decision support for river rehabilitation. *Environmental Modelling & Software*, **22**: 188–201.
- RINALDI M., 2006. La prospettiva geomorfologica e le applicazioni nella gestione degli alvei fluviali. In: *Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra*. Sarzana (Sp), 24–25 Ottobre 2006, pag. 39–58. Autorità di bacino del Magra.
- RINALDI M., SIMONCINI C., 2006. Studio geomorfologico del Fiume Magra e del Fiume Vara finalizzato alla gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità. In: *Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra*. Sarzana (Sp), 24–25 Ottobre 2006, pag. 93–109. Autorità di bacino del Magra.
- ROSGEN D., 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology: Pagova Springs CO.
- SCARDI M., CATAUDELLA S., CICCOTTI E., DATO P., DI 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: S. Lek, M. Scardi, P.F.M. Verdonshot, J.-P. Descy, Y.-S. Park (Eds.), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*, Springer Berlin Heidelberg: 114–129.
- SCHNEIDERS A., VERHAERT E., BLUST G.D., WILS C., BEROETS L., VERHEYEN R.F., 1993. Towards an ecological assessment of watercourses. In: M. Munawar (ed.), *Ecosystem Approach to Water Management*. *J. aqua. Health*, **2**: 29–38.
- SCHWEIZER S., BORSUK M.E., REICHERT P., 2007. Predicting the morphological and hydraulic consequences of river rehabilitation. *River research and Applications*, **23**: 303–322.
- SEAR D.A., NEWSON M.D., THORNE C.R. 2003. *Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology*. Defra R&D Technical Series FD1914. Defra: London.
- SEPA, 1998. *River Habitat Quality Report*. Scottish Environment Protection Agency. Stirling, Press Release, 8th June 1998, Ref 24/98. (<http://www.sepa.org.uk/news/releases/1998/sepapr2498.htm>).
- SIMPSON J.C. e NORRIS R.H., 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. In: J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, and M. T. Furse, editors, *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, England: p. 125–142.
- TABACCHI E., CORRELL D.L., HAUER R., PINAY G., PLANTY TABACCHI A.M., WISSMAR R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, **40**: 497–516.
- TANCIONI L., SCARDI M., 2005. I pesci come indicatori di qualità ambientale: indici biotici ed altri approcci. In: Atti del corso teorico-pratico di formazione: *La fauna ittica dei corsi d'acqua*, Parco del Ticino, Magenta (MI), 5–9 settembre 2005. Disponibile su: http://www.cisba.it/Pesci_Tancioni_Scardi.pdf.
- THOMSON J.R., TAYLOR M.P., FRYIRS K.A., BRIERLEY G.J., 2001. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **11**: 373–389.
- UKTAG, 2007. *Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework*

- Directive. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.
- WALKER J., DIAMOND M., NAURA M., 2002. The development of Physical Quality Objectives for rivers in England and Wales. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 381-390.
- WALKER L.R., ZASADA J.C., CHAPIN F.S., 1986. The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology*, **67**: 1508-1523.
- WARD J.V., STANFORD J.A., 1979. *The ecology of regulated streams*. New York: Plenum Press.
- WARD J.V., TOCKNER K., UEHLINGER U., MALARD F., 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research and Management*, **17**: 311-323.
- WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Lyon, 158 pp.
- WEBLER T., KASTENHOLZ H., RENN O., 1995. Public participation in impact assessment: a social learning perspective. *Environmental Impact Assessment Review*, **15**: 443-463.
- WILKINSON J., MARTIN J., BOON P.J., HOLMES N.T.H., 1998. Convergence of field survey protocols for SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) and RHS (River Habitat Survey). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 579-596.
- WINKLEY B.R., 1982. Response of the Lower Mississippi to river training and realignment. In: Hey R.D., Bathurst J.C., Thorne C.R. (eds.), *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester: 652-681.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., 2004. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia ambientale* **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., 2007. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47.