

Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna

Giuseppe Sansoni

Viale XX Settembre, 148 – 54033 Carrara (MS). Fax 0585 841592; sansoni@infinito.it

Riassunto

Vengono passate in rassegna le principali pressioni (inquinamento, introduzione di specie aliene, derivazioni idriche, taglio della vegetazione riparia e artificializzazione degli alvei) che, agendo sui fattori-chiave per l'ittiofauna (qualità dell'acqua, interazioni trofiche, regime idrologico, disponibilità di risorse trofiche e di habitat), ne compromettono la tutela. Un particolare riguardo è prestato all'artificializzazione, soprattutto agli impatti più occulti conseguenti all'incisione dell'alveo. La chiave di lettura per comprenderli sta nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali –attraverso la frequente inondazione– i rapporti tra il fiume e la piana. Dopo una critica alla gestione tradizionale dei corsi d'acqua, caratterizzata da un'ottica localistica e a breve termine, si propone, nell'ottica della sostenibilità, l'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna –perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali– diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

PAROLE CHIAVE: fiumi / integrità ecologica / tutela ambientale / ittiofauna

River protection strategies for fishes

For effective protection of freshwater fish communities satisfaction of their fundamental requirements is needed: not only water quality, but also hydrologic regimen, trophic resources, habitats and protection from exotic species introduction. Main pressures on these key-factors are reviewed: water pollution, exotic species introduction, water removal, riparian vegetation cutting and, particularly, canalization. Especially hidden impacts of bed incision are presented. Environmental diversity of floodplain and instream habitat patchworks are created by fluvial dynamics; so, for their conservation, renovation produced by periodic "hydraulic trouble" of floods is of crucial importance. Traditional river management, founded on local and short term view, is criticized whereas new, sustainable, river management approach is proposed. In this viewpoint, fish protection by means of natural river processes re-establishment is synergic with hydraulic risk alleviation, rational resources exploitation and cutback in costs.

KEY WORDS: rivers / ecological integrity / environmental protection / fishes

INTRODUZIONE

Il quadro normativo italiano degli ultimi decenni per la tutela dei corsi d'acqua e dell'ittiofauna presentava vistose debolezze teoriche e pratiche. In particolare, la L. 319/76 –centrata su limiti di concentrazione agli scarichi– non tutelava gli *ambienti acquatici*, ma solo la *qualità delle acque*, in quanto risorsa utile alle attività umane. Perfino il D. Lgs. 130/92, espressamente finalizzato alla tutela dell'ittiofauna (attuazione della direttiva 78/659/CEE sulla *qualità delle acque dolci* che richiedono protezione o miglioramento per

essere idonee alla vita dei pesci), rivela già nel titolo lo stesso limite di fondo, confermato dai requisiti richiesti (parametri chimici, fisici e fisico-chimici delle acque).

In effetti, per decenni, il limite culturale e pratico più profondo del monitoraggio dei corsi d'acqua è stato quello di basarsi sostanzialmente sulla sola analisi di campioni d'acqua. Ciò esponeva al rischio di giudicare in buon stato, contro ogni evidenza, anche corsi d'acqua fortemente artificializzati, purché avessero ancora una goccia d'acqua con risultati analitici soddisfacenti.

Soltanto pochi mesi prima della fine del secolo scorso, con l'introduzione del mappaggio biologico nella normativa (D. Lgs. 152/99), è stato dato uno scossone alla pesante arretratezza fino ad allora dominante. L'Indice Biotico Esteso (IBE: GHETTI, 1997) ha così introdotto rilevanti innovazioni:

- il superamento del giudizio antropocentrico, riconoscendo ai macroinvertebrati – in quanto legittimi abitanti dei corsi d'acqua ed esposti costantemente alle turbative ambientali – il diritto ad esprimere un giudizio di accettabilità della situazione ambientale;
- il superamento della visione limitata alla sola qualità dell'acqua, in quanto i macroinvertebrati rispondono anche ad altre cause di stress, ad esempio l'alterazione fisica dell'alveo;
- il trasferimento degli addetti al monitoraggio dal chiuso dei laboratori al pieno campo, mettendoli a diretto contatto con tutto l'insieme dei fattori di alterazione dei corsi d'acqua;
- la maturazione, nei tecnici e nell'intera società, di una visione integrata e sistemica degli ambienti fluviali.

Il mappaggio biologico, già utilizzato in precedenza in maniera volontaristica ma diffusa (GHETTI e BONAZZI, 1981; GHETTI, 1986, 1995, 1997), ha rappresentato dunque non solo un progresso tecnico, ma soprattutto un potente strumento di ulteriore maturazione culturale. Il bello della democrazia, infatti, è che è contagiosa: una volta riconosciuta, con l'IBE, la necessità di rispettare le esigenze vitali dei macroinvertebrati, appariva una palese ingiustizia non riconoscere i diritti degli altri abitanti dei fiumi. Così, a seguito della maturazione culturale indotta dal monitoraggio con i macroinvertebrati, nel 2000 l'UE emanò la Direttiva quadro sulle acque (Direttiva 2000/60/CE), che porta a compimento la visione e la valutazione integrata dei sistemi fluviali. Nella direttiva (Water Framework Directive, WFD), infatti:

- gli “elementi di qualità biologica” assumono per la prima volta un ruolo centrale per la classificazione dello stato ecologico e comprendono non solo i macroinvertebrati, ma anche fitobentos, macrofite e ittiofauna;
 - “a sostegno” di essi sono mantenuti i tradizionali “elementi di qualità fisico-chimica” e sono introdotti per la prima volta gli “elementi di qualità idromorfologica” (regime idrologico, continuità fluviale, morfologia, substrato, vegetazione riparia, ecc.), riconoscendo così l'importanza dell'integrità ecologica dei sistemi fluviali;
 - per ciascuna tipologia di corso d'acqua sono introdotte le “condizioni di riferimento”, corrispondenti a condizioni non alterate, in base alle quali valutare lo stato ecologico (da elevato a cattivo).
- Così, col recepimento della WFD da parte dell'Italia

(D. Lgs. 152/06), nonostante le notevoli difficoltà tecniche ed organizzative, finalmente disponiamo oggi di un quadro normativo e culturale adeguato alla valutazione dei corsi d'acqua. È in questo mutato quadro che può trovare appropriata collocazione la tutela dell'ittiofauna.

Un approccio efficace alla tutela dell'ittiofauna deve partire dalle esigenze vitali dei pesci, individuabili nei seguenti fattori chiave: qualità dell'acqua, regime idrologico, apporti trofici, disponibilità di habitat e interazioni biotiche (Fig. 1). È quindi evidente che, per quanto ingenti possano essere i nostri sforzi gestionali ed economici, limitare l'attenzione a migliorare uno solo o pochi fattori (es. qualità dell'acqua, habitat) è una strategia perdente in partenza: per tutelare i popolamenti ittici occorre soddisfare contestualmente tutte le loro esigenze vitali (KARR, 2006).

Ne deriva l'esigenza di controllare le pressioni antropiche sui fattori chiave per l'ittiofauna, individuabili principalmente in (Fig. 2):

- inquinamento;
- derivazioni idriche;
- taglio della vegetazione riparia;
- alterazione fisica degli habitat conseguente all'artificializzazione dell'alveo;
- introduzione di specie ittiche aliene.

Scopo del presente lavoro è fornire spunti per il controllo di tali pressioni, limitatamente ad alcune di esse e, con particolare riguardo, all'artificializzazione; data la vastità dell'argomento, ci si soffermerà solo sugli aspetti meno largamente conosciuti.

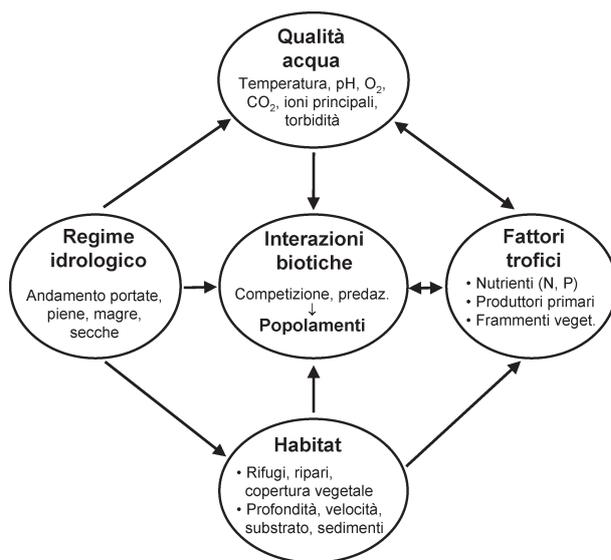


Fig. 1. Schema dei fattori chiave che condizionano i popolamenti ittici; le frecce indicano le influenze tra un fattore e l'altro (da WASSON *et al.*, 1993, modificato).

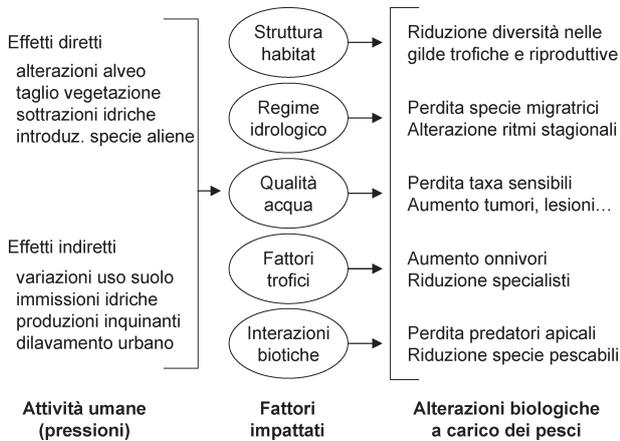


Fig. 2. Pressioni antropiche sui fattori chiave e conseguenti impatti sui popolamenti ittici (da KARR, 2006).

INTRODUZIONE DI SPECIE ALIENE

Sulle conseguenze delle introduzioni di specie aliene nelle acque dolci italiane si rimanda a ZERUNIAN (2002 e 2003), limitandoci qui ad osservare che esse ne hanno alterato in maniera rilevante e spesso irreversibile le comunità originarie.

INQUINAMENTO DELLE ACQUE

Come accennato nell'introduzione, il controllo dell'inquinamento è l'unico aspetto finora largamente affrontato, sia con leggi specifiche sia con l'impiego di rilevanti risorse economiche (depuratori). In questa sede ci si limita perciò a toccare –in maniera un po' provocatoria– solo alcuni aspetti, solitamente trascurati.

È molto radicata la convinzione che, per ridurre l'inquinamento, occorra potenziare la depurazione dei liquami fognari prima di scaricarli nei corsi d'acqua; da qui i programmi faraonici di alcune AATO per nuovi depuratori centralizzati e per il potenziamento di quelli esistenti mediante l'inserimento del terzo stadio di denitrificazione/defosfatazione. Ciò rivela che siamo così assuefatti al "sistema" da aver perso ogni capacità critica e da ritenere ovvio, giusto, "naturale" ciò che è solo abituale.

Un esempio chiarirà il concetto: è ben noto che il letame è usato per concimare il terreno; tutti considereremmo giustamente pazzo quel contadino che lo scaricasse nel fiume. Eppure noi, senza essere nemmeno sfiorati dal dubbio, ci comportiamo quotidianamente come quel pazzo (Fig. 3).

La domanda giusta da porsi (prerequisito per individuare la risposta giusta) non è dunque *come depurare meglio i liquami*, bensì *come evitare di recapitare i nostri escrementi nelle acque ed usarli invece per migliorare la fertilità del suolo*. È evidente che la via



Fig. 3. L'illustrazione, volutamente provocatoria, intende mostrare come spesso le consuetudini siano talmente radicate e introiettate nel nostro pensiero da indurci a ritenerle ovvie e corrette e, perciò, a non sottoporle ad analisi critica.

maestra da percorrere è il riutilizzo agricolo degli scarichi fognari, dopo un trattamento appropriato: ridurremmo l'inquinamento dei fiumi e l'impiego di fertilizzanti e conseguiremmo risparmi economici!

Talora, poi, si confonde il fine con il mezzo, dando per scontato che più si depura più migliorerà il corso d'acqua. Così si colleghino gli scarichi di tutti i paesi in un depuratore centralizzato che, per sfruttare il deflusso dei liquami per gravità, viene collocato in prossimità della foce. Magari si raggiungerà un'elevata efficienza depurante ma, per corsi d'acqua soggetti a periodi di scarsità idrica, ciò può rappresentare il colpo di grazia (Fig. 4A). Basterebbe intervistare i pesci per ottenere una risposta univoca: meglio acqua di qualità un po' più scadente che l'alveo completamente asciutto! Con la depurazione decentrata, invece, le acque depurate vengono restituite subito a valle dell'uso, mantenendo nel fiume una portata sufficiente (Fig. 4B). Ciò non significa che la depurazione centralizzata sia da respingere per principio ma –ricordando che l'obiettivo è il miglioramento del fiume– che essa deve farsi carico degli inconvenienti creati: ad es. pompando verso monte le acque trattate, in modo da restituirle dove necessario.

Infine, considerato che spesso buona parte del carico inquinante è di origine diffusa o proviene dagli scaricatori di piena delle fognature, i soldi risparmiati nel potenziamento dei grandi depuratori possono essere più utilmente impiegati realizzando fasce tampone boscate sulle sponde –per intercettare le fonti diffuse– ed ecosistemi filtro per trattare l'effluente degli scaricatori di piena.

DERIVAZIONI IDRICHE

L'integrità ecologica dei sistemi fluviali è strettamente legata al loro carattere dinamico e, in particolare, al rispetto del loro regime idrologico naturale (va-

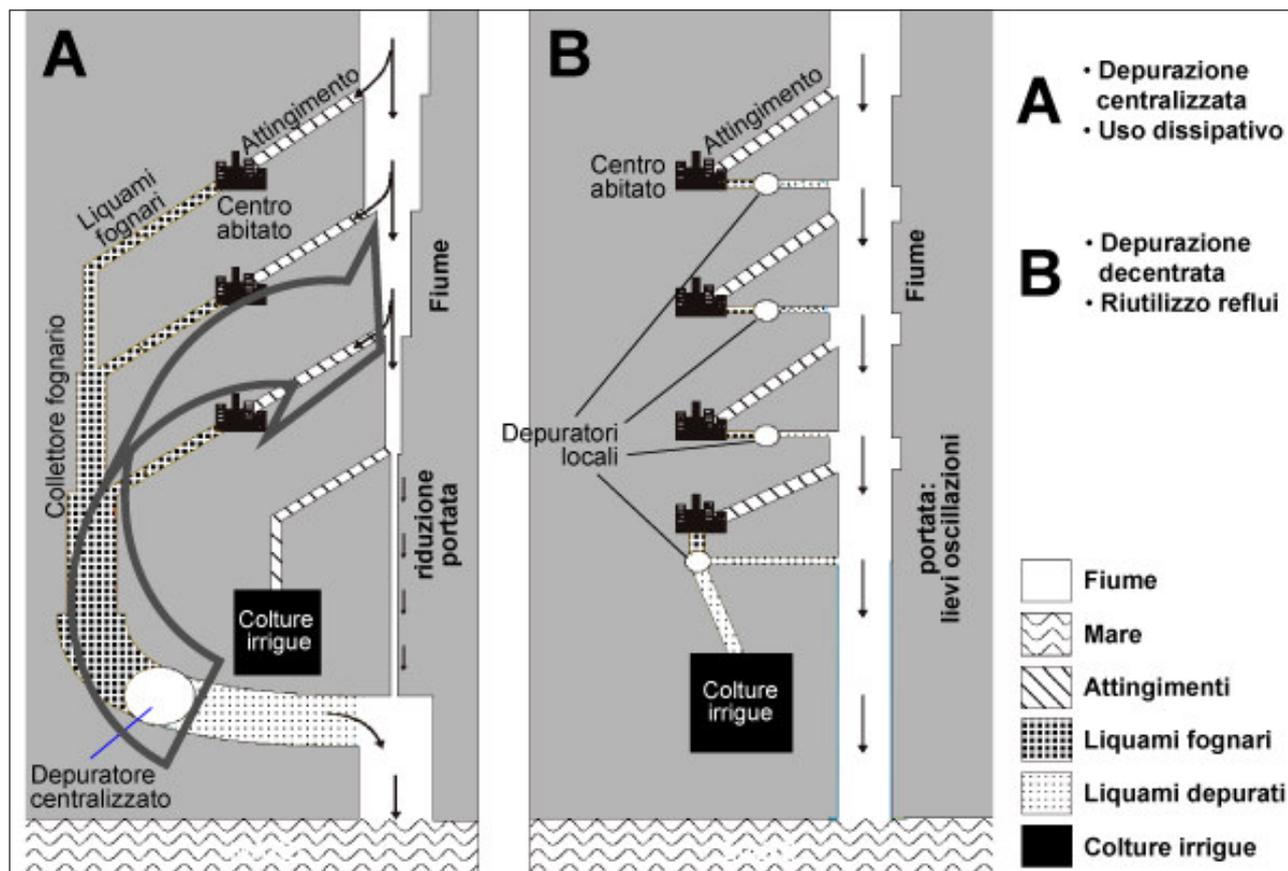


Fig. 4. **A:** la depurazione centralizzata, con restituzione delle acque trattate in prossimità della foce, impoverisce la portata del corso d'acqua, esponendolo a crisi idriche ed a secche: si può raggiungere un'elevata efficienza depurante, ma si aggravano le condizioni del corso d'acqua. Il risultato indesiderato può essere compensato pompando a monte le acque trattate (freccia grande), restituendo così la portata dove essa è necessaria. **B:** la depurazione decentrata, con restituzione al corso d'acqua subito dopo l'uso, mantiene in alveo una portata sufficiente. Il riutilizzo irriguo delle acque trattate riduce l'inquinamento del corso d'acqua. In entrambi i casi illustrati il corso d'acqua è rappresentato con una larghezza proporzionale alla portata.

riazioni di portata e loro velocità, frequenza, durata, periodicità) (POFF *et al.*, 1997). La principale fonte di disturbo di tale regime è rappresentata dalle derivazioni idriche, i cui effetti sono ben noti: impoverimento più o meno spinto della portata (fino a secche ed a morie ittiche), sbarramenti che interrompono la continuità longitudinale e gli spostamenti dei pesci, disturbo idraulico causato dalle brusche variazioni di portata legate a produzioni idroelettriche di punta, ecc.

Ci si limiterà pertanto, come esempio dei possibili accorgimenti da adottare, a fare solo un accenno alle misure prese dall'Autorità di bacino del Magra (AUTORITÀ BACINO MAGRA, 2000).

La formula elaborata per il calcolo del deflusso minimo vitale (DMV) garantisce: portate in alveo elevate (5-10 e più L/s per km² di bacino sotteso); una modulazione della portata che riflette, almeno in parte, le variazioni naturali; maggiori obblighi di rilascio per le derivazioni che restituiscono a grande distanza e quelle

situate in aree di pregio naturalistico.

Ma le misure adottate non si limitano al DMV: sono stati dichiarati indisponibili per le derivazioni idriche – con motivazioni prettamente ecologiche – i tratti fluviali montani dell'asta del Magra e dei principali affluenti; sono state vietate le derivazioni in serie prevedendo, a valle di ogni restituzione, un tratto a recupero biologico vietato a nuove derivazioni (pari alla distanza tra presa e restituzione o, per derivazioni maggiori di 5 m³/s, al suo doppio); è stato introdotto l'obbligo di passaggi per pesci e di misuratori della portata naturale, prelevata e rilasciata (visibili al pubblico).

TAGLIO DELLA VEGETAZIONE RIPARIA

L'impatto della devegetazione può essere facilmente compreso considerando che essa comporta la perdita delle funzioni ecologiche della vegetazione: formazione di un mosaico di condizioni ambientali differenziate, riserva alimentare di lunga durata, formazione di buche

(che forniscono ai pesci siti di riposo, ripari dalla corrente, protezione dal disseccamento, rifugio termico), creazione di mesoforme come isole, barre, bracci fluviali secondari, zone di calma che forniscono ripari di piena e zone di riproduzione e svezzamento per molte specie ittiche, filtro per sedimenti e nutrienti (MARIDET, 1995).

È ben noto da tempo che la riserva di materia organica grossolana (CPOM), formata da foglie e frammenti vegetali, costituisce una frazione rilevante della base alimentare che sostiene le reti trofiche fluviali e, perciò, la produttività ittica (MEEHAN *et al.*, 1977; BILBY e LIKENS, 1980; VANNOTE *et al.*, 1980; MINSHALL *et al.*, 1985; ALLAN, 1995; BAYLEY, 1995; TOWSEND *et al.*, 1997). Il taglio della vegetazione riparia, riducendo gli apporti trofici alloctoni e aumentando la produzione primaria fotosintetica (microalghe del perifiton), induce rilevanti alterazioni sulle reti trofiche e sulla stessa struttura delle comunità di macroinvertebrati, con riduzione dei trituratori e raccoglitori, a favore dei raschiatori di perifiton (MARIDET, 1994).

L'eliminazione della vegetazione riparia esercita inoltre un impatto termico per la perdita, non solo dell'ombreggiamento, ma soprattutto dell'evapotraspirazione dalle chiome (che sottrae il calore necessario a far evaporare l'acqua assorbita dalle radici). Ne possono derivare un aumento medio di 3-10°C delle temperature massime estive, con variazioni quotidiane fino a 15°C, e gravi ripercussioni sulle comunità acquatiche: alterazioni del metabolismo, dei cicli vitali, della qualità del cibo disponibile e riduzione dell'ossigeno disciolto (proprio mentre il metabolismo accelera), fino a condizioni incompatibili con la vita (BROWN e KRYGIER, 1967; FEMINELLA e MATTHEWS 1984).

Col taglio della vegetazione riparia si perdono le sue funzioni di filtro biologico nei confronti dei nutrienti (in particolare della denitrificazione) e di filtro meccanico nei confronti dei solidi sospesi trascinati dalle acque di dilavamento del territorio, mentre si favorisce l'erosione dei terreni spondali (HAYCOCK *et al.*, 1997; MARIDET, 1995; PINAY, 1986). Ne risultano una maggior propensione all'eutrofizzazione e un maggior apporto di sedimenti ai corsi d'acqua, con pregiudizio per la fauna acquatica per: occlusione e irritazione delle branchie, colmamento dei siti di frega, distruzione di habitat per gli invertebrati (occlusione degli interstizi tra i ciottoli), seppellimento di uova e stadi vitali fissati al substrato, riduzione del rifornimento d'ossigeno all'interno dei sedimenti, copertura del perifiton (riduzione delle disponibilità alimentari per i raschiatori).

In breve, il taglio della vegetazione riparia induce alterazioni molto rilevanti sul funzionamento dei sistemi fluviali. Di fronte a queste operazioni, tuttavia, si prova talora una sensazione d'impotenza: come oppor-

si, infatti, ad interventi attuati in nome della sicurezza idraulica? Semplice: non dando nulla per scontato e verificandone sia il fine che l'efficacia!

In effetti, analogamente al luogo comune secondo il quale il potenziamento della depurazione comporta automaticamente il miglioramento dei corsi d'acqua, il taglio della vegetazione riparia è un esempio di pratica talmente abituale da sopire il senso critico, facendone ritenere scontata l'utilità ai fini idraulici.

Tuttavia, se è vero che a livello locale la resistenza al deflusso opposta dalla vegetazione rallenta la corrente e favorisce l'erosione (per l'innalzamento del livello idrico), a livello di bacino ciò migliora la sicurezza, in quanto sia la laminazione delle piene che l'allungamento dei tempi di corrivazione indotti dalla vegetazione riducono i picchi di piena. Dunque nell'ambito di una strategia che punti davvero alla sicurezza (basata sul miglioramento della permeabilità del territorio, sull'allungamento dei tempi di corrivazione, sul garantire ampi spazi di laminazione, sull'eliminazione delle strozzature idrauliche, sulla prudente localizzazione degli insediamenti), il mantenimento della vegetazione alveale e riparia giocherebbe un ruolo centrale. È solo nell'ambito della scelta di restringere gli spazi concessi al fiume (occupazione di aree, restringimento entro argini, ponti con luci strette) che la vegetazione, da fattore di sicurezza, diventa un pericolo da rimuovere. Ma, quantomeno, non si giustifichi il taglio della vegetazione nascondendosi dietro l'alibi della sicurezza!

Vi è inoltre un'altra considerazione che mette in dubbio l'effettiva utilità idraulica del taglio della vegetazione riparia. In occasione delle piene maggiori, infatti, si verificano diffusi fenomeni franosi dei versanti boscati e vengono così trascinati negli alvei ingenti quantità di alberi sradicati, tronchi e ramaglie; in altre parole, gli alberi che vanno ad ostruire la luce dei ponti provengono spesso dalle frane, non dalla vegetazione riparia (che, anzi, potrebbe intrappolarli, riducendo il rischio). Contro questo fenomeno, il taglio della vegetazione alveale e riparia è dunque del tutto impotente e può, addirittura, rivelarsi controproducente. Gli interventi impropriamente denominati "pulizie fluviali", a dispetto della loro larga diffusione, sono perciò giustificati solo in situazioni particolari (ad es. in alcuni tratti di attraversamento urbano) e dovrebbero essere accompagnati da rinfoltimenti della vegetazione in altri tratti.

ARTIFICIALIZZAZIONE DELL'ALVEO

Il termine generico "artificializzazione" comprende una gran varietà di interventi (arginature, difese spondali, pennelli, briglie, soglie, dighe, rettifiche, risagomature, riprofilature, canalizzazioni, inalveamenti, ecc.). Gli impatti di natura geomorfologica, idrologica ed

ecologica, altrettanto numerosi, sono stati evidenziati da tempo da una vasta letteratura, alla quale si rimanda (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).

Si noti che spesso tali impatti non sono una conseguenza inevitabile dell'intervento, ma sono dovuti semplicemente alla mancata considerazione degli aspetti ecologici nella progettazione. Ad esempio, lo spianamento dell'alveo che immancabilmente accompagna le risagomature elimina i ripari, esponendo i pesci alla corrente: in condizioni di piena gli stadi giovanili sono travolti mentre gli adulti, costretti ad un enorme dispendio energetico, possono accumulare nei muscoli concentrazioni di acido lattico tali da condurli a morte. In condizioni di magra, d'altronde, l'acqua si disperde su un'ampia superficie riducendosi ad un sottile strato, impedendo gli spostamenti dei pesci; inoltre il lento scorrimento e la grande superficie esposta ai raggi solari inducono il riscaldamento delle acque, la proliferazione algale e condizioni predisponenti a drammatiche cadute dell'ossigeno disciolto ed a morie ittiche. Con le risagomature, insomma, l'alveo viene magari

adeguato alla portata di piena secolare ma, per tutti gli altri giorni del secolo (36.524), risulta inadeguato alle esigenze vitali degli organismi acquatici. Eppure la stessa capacità idraulica potrebbe essere conseguita senza alcun spianamento dell'alveo!

A puro titolo esemplificativo degli impatti biologici dell'artificializzazione, basti rammentare che numerosi studi hanno rilevato riduzioni della produttività ittica dell'ordine dell'80-95%, che persistono anche per decenni (WASSON *et al.*, 1998). Va pertanto riconosciuto che l'impatto biologico dell'artificializzazione, sebbene in Italia abbia finora ricevuto scarsa attenzione, non solo è spesso molto elevato ma, a differenza di quello dell'inquinamento (che, cessata la causa, è reversibile nel giro di mesi o di pochi anni), può essere considerato persistente (NIEMI *et al.*, 1990).

In questa sede, coerentemente all'impostazione fin qui seguita, anziché trattare gli impatti degli interventi fluviali più comuni (che inducono un'evidente alterazione degli habitat), si preferisce richiamare l'attenzione sugli impatti più occulti –in particolare su quelli legati all'incisione dell'alveo– per, poi, fornire strumenti di analisi critica e indicazioni operative strategiche.

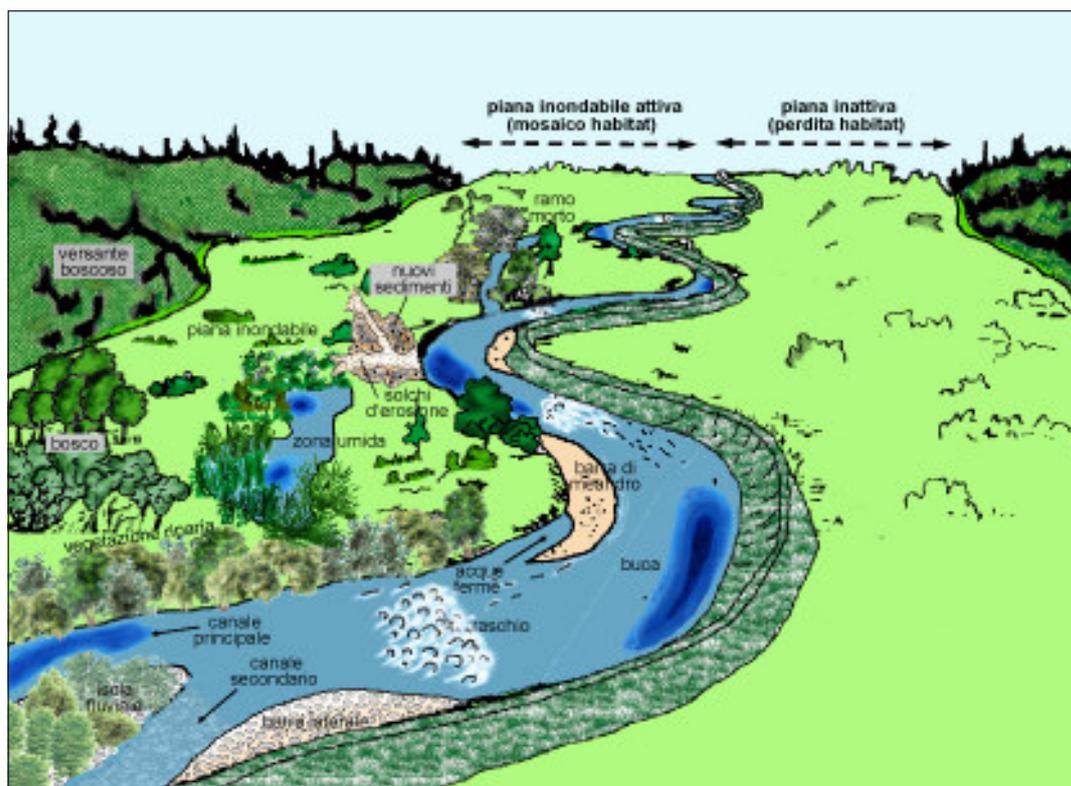


Fig. 5. Il “disturbo” idraulico indotto dalle piene che invadono la pianura inondabile è l’agente creatore di diversità ambientale. **A sinistra:** l’assenza di barriere consente il rinnovamento degli habitat nella pianura ed elevate interconnessioni funzionali tra essa e l’alveo. **A destra:** la presenza dell’argine, impedendo il rinnovamento della pianura, conduce gradualmente alla scomparsa dei suoi habitat.

È nota l'importanza delle variazioni di portata nel determinare la struttura e le dinamiche degli ecosistemi fluviali (COVICH, 1993); in particolare, le piene riconnettono l'alveo alle zone umide della piana fornendo ai pesci habitat di ovoposizione e svezzamento (JUNK *et al.*, 1989; SPARKS, 1995; WELCOMME, 1992; BRINSON *et al.*, 1995; COPP, 1989) ed aumentando la produttività ittica fluviale (HALYK e BALON, 1983). In generale, il completamento del ciclo vitale di molte specie richiede una gamma di habitat diversi, la cui disponibilità temporale è determinata dal regime idrologico; l'adattamento alle dinamiche fluviali consente alle specie di sopravvivere alle magre e alle piene (POFF *et al.*, 1997). Lo stesso *flood-pulse concept* è stato sviluppa-

to proprio per riassumere in un quadro logico unitario i diversi meccanismi con i quali il biota fluviale e della piana inondabile mantiene la biodiversità ed aumenta la produttività, sfruttando le interazioni dinamiche tra l'ambiente acquatico e quello terrestre (BAYLEY, 1995).

La chiave di lettura per capire gli impatti occulti dell'artificializzazione sta dunque nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali – attraverso la frequente inondazione – i rapporti tra il



Fig. 6. Schema degli effetti geomorfologici, idraulici, idrologici, idrogeologici, biologici ed ecologici dell'estrazione di inerti. L'incisione indotta da escavazioni localizzate si ridistribuisce sia a monte che a valle; gli impatti illustrati interessano perciò gradualmente l'intero reticolo idrografico (da CIRF, 2006).

fiume e la piana.

Diviene allora intuitivo capire, ad esempio, che basta un'arginatura ravvicinata all'alveo per isolare il fiume dalla sua piana inondabile, inducendo la perdita del suo caratteristico mosaico di habitat, proprio perché non più rinnovato dalle dinamiche fluviali (Fig. 5).

Altri impatti particolarmente occulti sono quelli conseguenti all'incisione dell'alveo, causata dall'estrazione di inerti (escavazioni), dalla costruzione di dighe (interruzione del trasporto solido), da interventi di sistemazione idraulico-forestale (briglie, imboschimenti) e da variazioni d'uso del suolo (KONDOLF, 1997; DOWNS e GREGORY, 2004; FEMMER, 2002; MERZ e OCHIKUBO CHAN, 2005). Uno schema dei principali meccanismi coinvolti è mostrato nella figura 6. Tali impatti sfuggono spesso all'osservazione poiché l'incisione dell'alveo si "diluisce" nello spazio su tratti di molti km (sia a monte che a valle del punto di escavazione, solo a valle nel caso di dighe) ed è un processo che si manifesta molto lentamente, nel corso di decenni.

Così, impercettibilmente, man mano che procede l'incisione, la piana inondabile (prima rimodellata quasi ogni anno dalle piene) viene inondata con sempre minor frequenza, fino a diventare un terrazzo fluviale, sopraelevato rispetto all'alveo e non più interessato dalle piene ordinarie. Venendo progressivamente a mancare l'azione rimodellatrice della corrente, la piana va incontro ad un processo di banalizzazione ecologica, con la scomparsa progressiva degli habitat acquatici e terrestri e delle specie ad essi legati: conseguenze del tutto analoghe a quelle delle arginature (cfr. Fig. 5 a destra), con l'aggravante dell'abbassamento della superficie freatica. Se la lentezza del processo lo rende impercettibile ai nostri occhi, gli effetti ecologici, rile-

vanti e permanenti, non sono per questo meno gravi.

Merita osservare che processi analoghi sono tutt'altro che rari; nell'ultimo secolo, infatti, la maggioranza dei fiumi italiani ha subito spiccati processi di restringimento e di incisione, con rilevanti perdite di habitat, di specie e di funzionalità (Fig. 7) (RINALDI, 2003, 2006; RINALDI e SURIAN, 2005; SURIAN e RINALDI, 2003; PIÉ-GAY e RINALDI, 2006; SANSONI, 2006).

Questi impatti non possono essere risanati con interventi locali, ma solo con una strategia di riequilibrio morfologico e sedimentologico a livello di bacino, volta a reinnalzare il fondo mediante maggiori apporti solidi e favorendone la sedimentazione.

Tuttavia va preso atto che le sole motivazioni di carattere ecologico non sono sufficienti a convincere gli enti gestori (Autorità di bacino, Province, Comunità montane) ad invertire la rotta. Perciò, ancora una volta, occorre "giocare sul loro campo", mostrando come la gestione tradizionale sia tanto costosa quanto fallimentare e facendo così emergere la necessità di una nuova strategia: la riqualificazione fluviale. Di seguito si espone la traccia di tali argomentazioni, iniziando dagli impatti della gestione tradizionale e passando poi alle proposte alternative.

Un quadro riassuntivo delle conseguenze dell'incisione è riportato nella tabella I.

Il deficit solido conseguente alle escavazioni (ma anche alle dighe, briglie, sistemazioni idraulico-forestali e altri interventi), ha indotto l'incisione degli alvei (Fig. 8), con conseguente scalzamento e crollo dei ponti ed altri manufatti, costringendoci per decenni a farci carico dei costi di ricostruzione e manutenzione. Ne è derivata anche una drastica riduzione del ripascimento solido dei litorali, la cui spiccata erosione non



Fig. 7. Evoluzione morfologica del F. Vara (SP), affluente del Magra, in circa un secolo, a seguito di interventi antropici (sistemazioni idraulico-forestali, opere idrauliche di inalveamento, dighe e, soprattutto, escavazioni alcuni km a valle). **A sinistra** (da RINALDI, 2005): imponente restringimento. **A destra** (foto Parco Montemarcello-Magra): a seguito dell'abbassamento dell'alveo di oltre 2 m, la vasta piana inondabile (che si estendeva anche oltre l'attuale autostrada) è divenuta un terrazzo fluviale, apportando ormai un contributo minimo alla funzionalità fluviale; oggi resta solo un piccolo lembo di piana inondabile, di neoformazione.

Tab. I. Principali impatti ambientali, ecologici ed economici dell'incisione documentati in letteratura (da BRAVARD *et al.*, 1999, in RINALDI, 2005).

Effetti sull'alveo	Impatti
Restringimento dell'alveo attivo	Riduzione di area habitat acquatici ed alterazione habitat ai margini
Semplificazione dell'alveo ed abbandono di canali multipli	Perdita diversità habitat, impoverimento pesci
Modifiche morfologia delle sponde	Instabilità sponde, perdita di terreni, danni ad infrastrutture
Aumento del trasporto solido a valle	Sedimentazione nei tratti di valle
Perdita di barre ghiaiose	Perdita habitat, riduzione diversità
Corazzamento del fondo	Perdita ghiaia per deposizione uova di pesci
Esposizione del substrato roccioso	Perdita habitat ghiaia per deposizione uova pesci, drenaggio falda, barriere per migrazione pesci
Sottoescavazione versanti	Innesco frane e alimentazione di sedimenti in alveo
Sottoescavazione ponti	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione argini e difese di sponda	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione tubazioni	Perdita o costose riparazioni
Abbassamento della falda	Perdita risorse idriche, danni ad habitat e vegetazione riparia
Riduzione della connessione idraulica con la piana adiacente	Perdita habitat ripariali, riduzione laminazione piene

mostra alcun cenno di attenuazione e ci grava di costi esorbitanti nel futuro (per opere di difesa marittime e ripascimenti artificiali).

Ma l'incisione degli alvei ha indotto anche l'abbassamento della falda su tutta l'estensione della pianura, riducendo le risorse idropotabili ed esponendoci a crisi idriche ad ogni estate siccitosa: una prospettiva per nulla rassicurante, considerati anche i mutamenti climatici ai quali siamo esposti (Fig. 9).

Lungo le fasce costiere, inoltre, l'abbassamento della falda ha determinato l'intrusione del cuneo salino. La posizione dell'interfaccia sotterranea acqua dolce/acqua salata, infatti, è determinata dalla pressione idrostatica esercitata dall'acqua dolce, cioè dalla quota della superficie freatica sul livello del mare. Per ogni m di abbassamento della falda, l'interfaccia si innalza di circa 30 m, con una forte penetrazione nell'entroterra

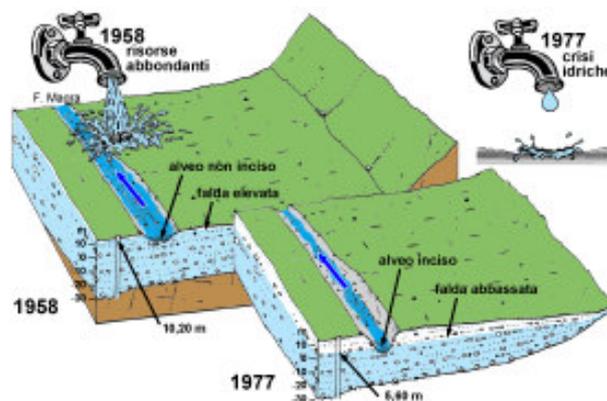


Fig. 9. A seguito dell'incisione, si abbassa anche il pelo libero dell'acqua in alveo: il fiume drena la falda provocandone l'abbassamento e riducendo così le risorse idriche sotterranee. (Schizzi da RAGGI e ANTONELLI, 1981, ritoccati).

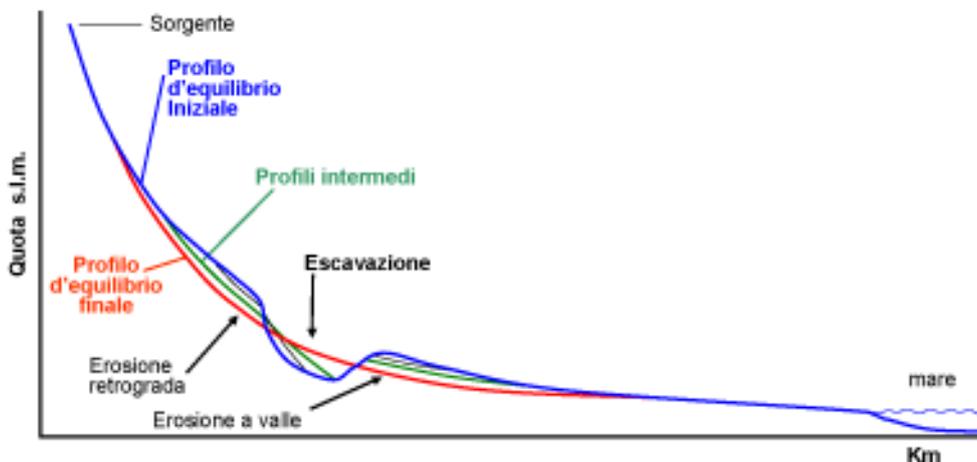


Fig. 8. Il deficit solido indotto dalle escavazioni localizzate si ridistribuisce nel tempo lungo tutto il reticolo idrografico, provocando l'incisione dell'alveo sia a monte (per erosione retrograda) sia a valle (per l'interruzione del trasporto solido, intrappolato nelle buche d'escavazione).

del cuneo salino lungo tutta la fascia costiera che rende inservibile per gli usi potabili ed irrigui l'acqua emunta dai pozzi.

Se lungo la fascia costiera le acque salate si insinuano in profondità, lungo l'asta fluviale risalgono senza incontrare alcuna resistenza finché il fondo dell'alveo non supera la quota del livello del mare. Così le acque salate risalgono per chilometri nell'entroterra: in questo tratto le acque, salmastre e stagnanti, si riscaldano e accumulano gli inquinanti, favorendo l'insediamento di morie ittiche.

Anche sul piano della sicurezza, la strategia tradizionale lascia molto a desiderare. Ad esempio, negli ultimi due secoli sul Po sono stati costruiti –con un'ottica localistica– circa 2500 km di argini ma, di pari passo, sono aumentati i livelli di piena (il che, peraltro, non dovrebbe stupire, considerato che gli argini, impedendo l'esondazione localmente, scaricano a valle un rischio accresciuto) (PUMA, 2003). E non si creda che questo sia solo un retaggio del passato. Anche l'approccio di "mettere in sicurezza", comune ai piani d'assetto idrogeologico (PAI) di tutte le Autorità di bacino, presenta seri limiti. Ad esempio, se un'area inondabile viene messa in sicurezza (con argini o casse di laminazione) riducendo la probabilità di inondazione di 5 volte, ma poi viene edificata, aumentando di 10 volte il valore dei beni esposti, il risultato finale è un raddoppio del rischio idraulico! È un caso ben più frequente di quanto si creda (CIRF, 2006).

Un altro aspetto preoccupante della gestione tradizionale è quello economico. Un'analisi degli investimenti in interventi fluviali negli ultimi 50 anni ha mostrato una continua lievitazione dei costi, accompagnata da un parallelo aumento dei danni alluvionali (CELLERINO, 2004): un chiaro indice di una gestione insostenibile.

Considerati gli innumerevoli effetti negativi dell'estrazione di sedimenti, si può dunque imputare alla gestione tradizionale dei fiumi d'aver agito "con i paraocchi", guardando solo all'obiettivo immediato e locale. Risulta allora evidente la convenienza, non solo ecologica, ma anche economica e di gestione delle risorse, di togliersi i paraocchi ed esaminare l'intero complesso dei processi in un'ottica di sostenibilità. È questo l'approccio della riqualificazione fluviale: non ci si limita a considerare gli effetti immediati e locali, ma si tiene conto anche di quelli futuri e a scala di bacino, valutando con un'ottica multiobiettivo l'insieme dei vantaggi e degli svantaggi e soppesando la convenienza complessiva di ogni intervento (Fig. 10).

Per mitigare gli effetti dell'incisione sono state sperimentate numerose misure volte ad aumentare gli apporti solidi (dai versanti, dai terreni ripari, immissioni artificiali), ad innalzare la quota del fondo inducendo la sedimentazione (es. briglie, ampliamento alveo) o al miglioramento degli habitat in alveo (Tab. II).

Di seguito si mostrano alcuni esempi concreti di possibili interventi finalizzati al ripascimento degli alvei e al riequilibrio sedimentologico a scala di bacino.

Di fronte alla minaccia di inondazione di un abitato, per il rigurgito idraulico indotto da un ponte con luce insufficiente, la risposta tradizionale è l'estrazione di sedimenti nel tratto a cavallo del ponte (aggravando ulteriormente l'incisione). Ad un'analisi più approfondita, tuttavia, è molto più conveniente, anche dal punto di vista puramente economico, ricostruire il ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo (Fig. 11).

Altro esempio: di fronte ad una vastissima frana millenaria –lenta, plastica, ma inarrestabile– finora si è intervenuti consolidando l'alveo con una serie di oltre 100 briglie che, progressivamente, sono state smantel-

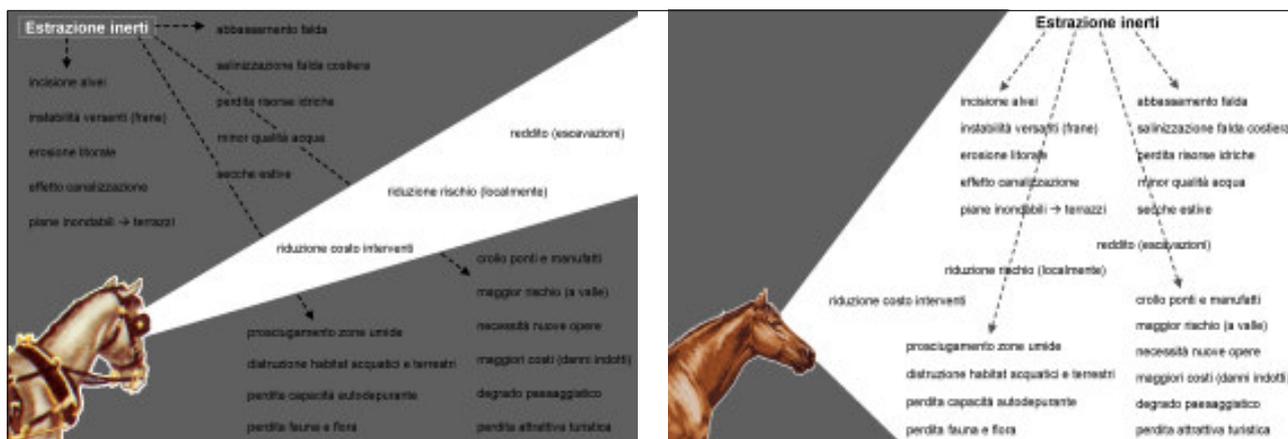


Fig. 10. A sinistra: nella gestione tradizionale le escavazioni in alveo venivano praticate poiché l'ottica di intervento era limitata nello spazio (locale) e nel tempo (a breve termine), quasi come se si guardasse con i paraocchi. **A destra:** l'istituzione delle Autorità di bacino ha favorito l'affermazione di un'ottica più lungimirante e dell'approccio della riqualificazione fluviale: si guarda, senza paraocchi, all'insieme degli effetti e in una scala spaziale e temporale più vasta.

Tab. II. Riepilogo di possibili misure per mitigare l'incisione ed i suoi effetti ambientali (da BRAVARD *et al.*, 1999, in RINALDI, 2005; per i riferimenti bibliografici contenuti nella tabella si rimanda a BRAVARD *et al.*, 1999).

Misure o strategie	Fiume e riferimento
1. Aumento dell'apporto di sedimenti	
Da monte (destabilizzazione versanti, riattivazione frane)	- Drome R., France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1997; BRAVARD <i>et al.</i> , in press)
Dalla piana inondabile (distruzione pennelli, fascia erodibile)	- Ain R., France (BRAVARD <i>et al.</i> , 1990) - Russian R., California (FLOORSHEIM & GOODWIN, 1995) - Drome R., France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1996) - Southeastern France (PIEGAY <i>et al.</i> , 1996; BRAVARD <i>et al.</i> , in press) - Loire R., France (BAZIN & GAUTIER, 1996)
Immissione artificiale di ghiaia	- Rhine River, Germany (KUHLE, 1992) - Danube R., Austria (GOLZ, 1994) - Rhone R., France (KLINGEMAN <i>et al.</i> , 1994, in press) - Drome R., France (LANDON <i>et al.</i> , in press) - Meuse R., Netherlands (KLASSAN <i>et al.</i> , in press)
2. Misure di controllo della quota del fondo	
Briglie	- Western Iowa, USA (LOHNES, 1997) - North Mississippi, USA (MENDROP & LITTLE, 1997) - ecc.
Altre strutture (<i>spurs, drop pipe structures</i>)	- Rhone R., France (KLINGEMAN <i>et al.</i> , 1994, in press) - Yazoo basin, Mississippi (SMILEY <i>et al.</i> , 1997)
Allargamento alveo e/o creazione di alveo composto (riduzione potenza e tensioni tangenziali)	- Emme R., Switzerland (JAGGI, 1989) - Drava R., Austria - Miller Creek, California (HALTNER <i>et al.</i> , 1996)
Reintroduzione di castori (creano sbarramenti con tronchi che intrappolano sedimenti e stabilizzano il fondo)	- Western USA (PLATTS & NELSON, 1989; CHANEY <i>et al.</i> , 1990)
Mitigazione degli effetti ambientali	
Escavazione pianura, escavazione di alvei abbandonati, ricarica artificiale falda, spostamento alveo (tutte misure per migliorare connessione fiume-pianura-falda)	- Southwestern Germany (KERN, 1992) - Sweden (PETERSEN <i>et al.</i> , 1992) - Rhone R. (HENRY & AMOROS, 1995; STROFFEK <i>et al.</i> , 1996; Piegay <i>et al.</i> , 1997; FRUGET & MICHELOT, 1997) - Danube R., Germany (KERN, 1992)
Strutture in alveo (<i>weirs, spur dikes, drop pipe structures</i>) per migliorare habitat acquatici	- Twentymile C., Goodwin C., Yazoo basin, Mississippi (SHIELDS & Hoover, 1991; COOPER <i>et al.</i> , 1997; SMILEY <i>et al.</i> , 1997) - Northwestern Mississippi (SHIELDS <i>et al.</i> , 1993, 1995)

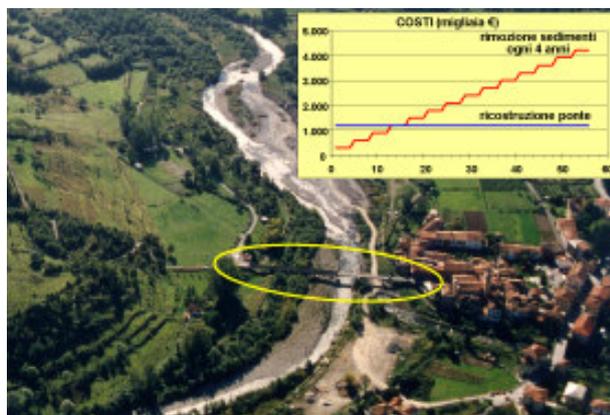


Fig. 11. Tradizionalmente, nel caso di luce insufficiente di un ponte (nell'ovale), si asportano sedimenti. Il costo dell'intervento, ripetuto negli anni, a lungo termine supera quello della ricostruzione del ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo.



Fig. 12. La linea punteggiata delimita una vasta area franosa (un'intera valle), quasi disabitata. Consolidare l'area comporta costi molto elevati, del tutto sproporzionati ai vantaggi ottenibili. Rinunciare a difenderla, oltre al risparmio economico, favorirebbe il ripascimento degli alvei e, a lungo termine, del litorale.

late dal fiume. Nell'ottica della riqualificazione fluviale, anziché ricostruirle, si potrebbe giungere alla soluzione opposta: demolire molte briglie disseminate nel reticolo idrografico e assecondare la franosità di alcuni versanti disabitati per mobilitare i sedimenti e accelerare il riequilibrio geomorfologico, curando così sia l'incisione degli alvei che le sue conseguenze (scalzamento delle opere, erosione del litorale, riduzione delle riserve idriche sotterranee). Ai vantaggi ambientali si unirebbero quelli economici (Fig. 12).

Un altro esempio riguarda la protezione dall'erosione laterale, tradizionalmente affrontata con difese spondali in massi, identiche nelle situazioni più disparate (il che, tra l'altro dimostra la mancanza di un'apposita progettazione). Studiando con accuratezza la soluzione più efficace e a minor impatto si può giungere alla conclusione che, nelle condizioni specifiche, è tecnicamente più *appropriata* una difesa con alberi sdraiati, ancorati alle sponde con cavi d'acciaio (WASHINGTON STATE, 2002). Tuttavia va considerato che, in un fiume inciso, l'erosione delle sponde è una risposta utile al raggiungimento di un nuovo equilibrio morfologico; inoltre l'analisi economica può dimostrare che i costi della difesa superano largamente il valore del bene da difendere e, quindi, che la soluzione più *conve-*

niente è il "non intervento", cioè lasciar erodere la sponda (Fig. 13). In effetti, se oggi la costruzione delle difese spondali è ancora così diffusa è solo perché chi le chiede a gran voce non ne paga il costo (scaricato sul bilancio pubblico).

Si tratta di un approccio analogo a quello attuato sulla Drava austriaca dove, a causa del confinamento tra difese spondali in massi, nel secolo scorso l'alveo ha subito una progressiva incisione che, scalzando le difese stesse, comportava continui costi di manutenzione. Ad un certo punto, fatti due conti, hanno constatato che a lungo termine i costi sarebbero divenuti insostenibili. Così l'autorità idraulica della Carinzia, col supporto di fondi LIFE, ha adottato un approccio alternativo: su numerosi tratti della Drava sono state demolite le difese spondali e l'alveo è stato ampliato, in modo da rallentare la corrente e indurre la sedimentazione, contrastando così l'incisione e riducendo al tempo stesso il rischio idraulico (JAEGLI e ZARN, 1999; WWF, 2002). Con l'occasione si è proceduto anche a vari interventi di miglioramento degli habitat creando nuovi bracci laterali, nuove zone umide, nuove isole fluviali, rendendo l'ambiente più attraente per il turismo (Fig. 14). Ne hanno guadagnato la sicurezza, il bilancio ambientale e quello economico.

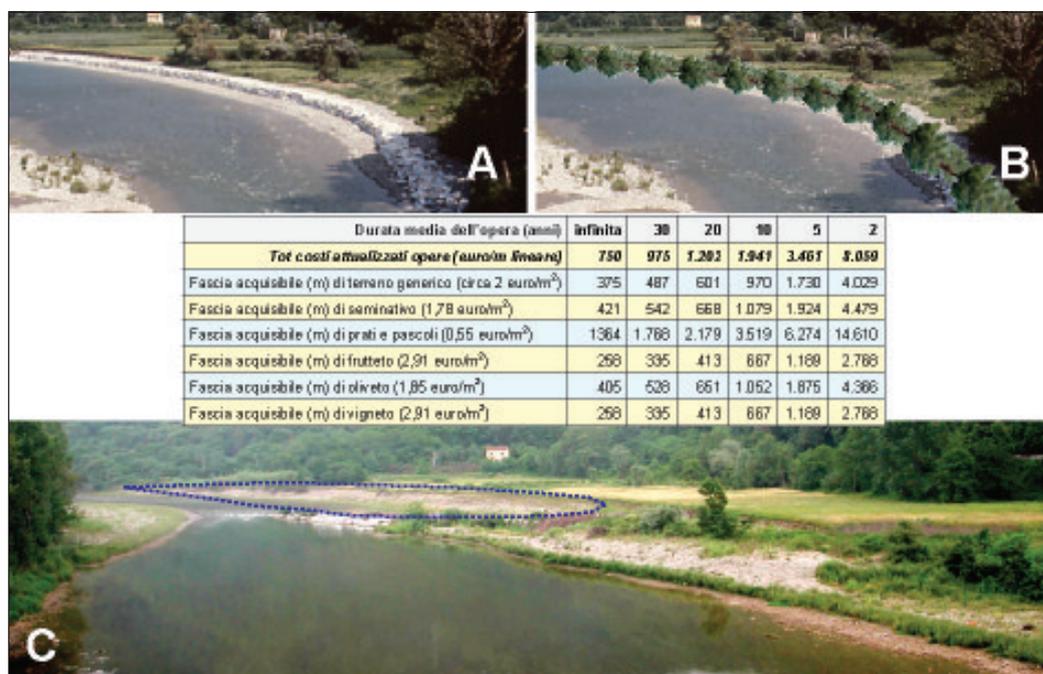


Fig. 13. A: Difesa spondale in massi, la tecnica *tradizionale* più diffusa per la protezione dall'erosione laterale. B: difesa con alberi ancorati alla sponda, la tecnica più *appropriata* al caso specifico. C: "non intervento", la soluzione più *conveniente* dal punto di vista economico ed ambientale (adottata dall'Autorità di bacino del Magra); la linea punteggiata indica l'area erosa. La tabella al centro riporta l'ampiezza della fascia di terreno acquisibile investendo il denaro che sarebbe necessario per costruire l'opera di difesa (per varie durate dell'opera stessa); ad es. con il costo di una scogliera di durata media 20 anni si potrebbe acquistare una fascia di terreno a prati e pascoli larga ben 2179 m.

Da questi esempi è evidente quanto l'approccio tradizionale (costruzione di difese spondali) si discosti da quello della riqualificazione fluviale (loro demolizione). Ma l'intervento forse più esemplare della riqualificazione fluviale – l'istituzione della fascia di mobilità funzionale – è di tipo non strutturale. Si tratta di una fascia lasciata alla libera divagazione, in cui non sono consentite opere di difesa dall'erosione (né la riparazione di quelle esistenti): una vera restituzione di spazio al fiume che rappresenta il miglior presupposto per il suo recupero di naturalità. La fascia è delimitata dalla sovrapposizione tra alveo attuale, inviluppo storico degli alvei recenti (ultimi 50-200 anni) e fascia di erosione potenziale futura (nei prossimi 50-100 anni) (RINALDI, 2005; BROOKES, 1988; BROOKES e SHIELDS, 1996; PIÉGAY *et al.*, 1994, 1997, 2005; MALAVOI *et al.*, 1998; BARUFFI *et al.*, 2005).

La fascia di mobilità funzionale permette al fiume di innescare la rinaturalizzazione spontanea, per libera evoluzione, favorendo il riequilibrio dei sedimenti e la ricostituzione del mosaico di habitat e dei processi che li mantengono e rinnovano (Fig. 15).

CONCLUSIONI

La crescita di popolamenti ittici richiede condizioni idonee a tutte le specie che li compongono e ai loro stadi vitali; condizioni inidonee anche ad un solo stadio vitale compromettono l'equilibrio dell'intero popola-

mento. Se in passato l'attenzione era rivolta quasi esclusivamente alla qualità dell'acqua, oggi è diffusa la consapevolezza che è necessario garantire ai pesci anche gli habitat per le funzioni quotidiane e quelli per superare fasi critiche, assicurare apporti trofici adeguati (forniti dalla copertura vegetale riparia), rispettare l'andamento naturale delle portate ed evitare l'introduzione di specie aliene.

Nel tracciare le linee di una strategia integrata di tutela dell'ittiofauna fluviale sono state passate in rassegna le principali pressioni da controllare, concentrando l'attenzione sull'artificializzazione, non solo per il suo impatto, elevato e persistente, ma anche per le implicazioni di vasta portata che ne derivano. L'esigenza di rispettare il libero esplicitarsi delle dinamiche



Fig. 14. Esempi di interventi attuati sulla Drava austriaca per contrastare l'incisione dell'alveo: demolizione delle difese spondali in massi e scavo di: lembi semilunari di nuova piana inondabile, alvei secondari (con formazione di isole fluviali), bracci laterali e zone umide perifericali.

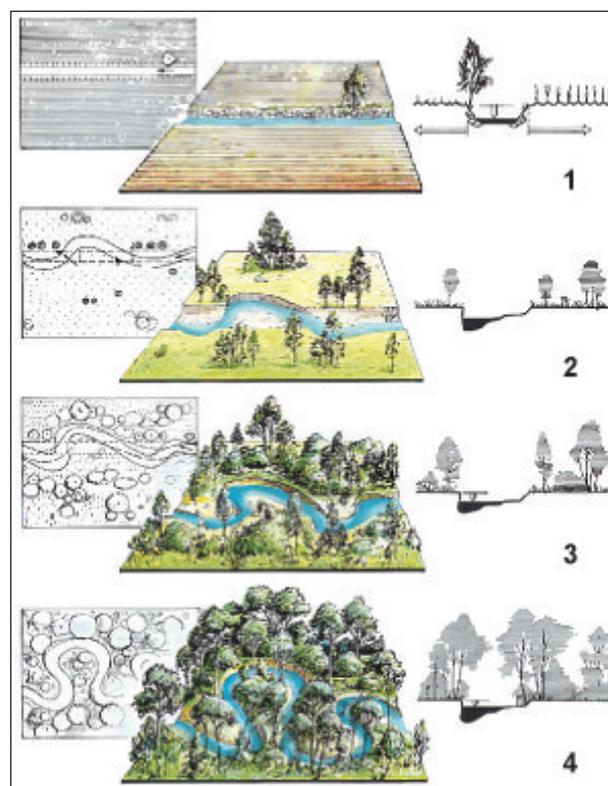


Fig. 15. Rinaturalizzazione spontanea di un corso d'acqua canalizzato, innescata dalla rimozione di elementi rigidi artificiali. 1: corso d'acqua artificializzato (rettifica, difese spondali) e territorio circostante coltivato. 2: abbandonato l'intenso sfruttamento agricolo del territorio e rimossi gli elementi di artificializzazione del corso d'acqua, quest'ultimo riacquista sinuosità e modella le superfici adiacenti, sulle quali si insedia la vegetazione. 3: le aree inondabili sono ormai il dominio del fiume che ne regola morfologia, condizioni edafiche e stadi di sviluppo della vegetazione. 4: il sistema fluviale raggiunge una condizione di equilibrio, avendo sviluppato strutture e processi in grado di auto-sostenersi e di incorporare i disturbi naturali. (da BINDER, 2000, in CIRF, 2006).

fluviali (idrologiche, morfologiche, ecologiche), infatti, confligge fortemente con la gestione tradizionale dei corsi d'acqua. Tuttavia, ad un'analisi più approfondita, la gestione tradizionale mostra tutti i suoi limiti, legati principalmente ad un'ottica localistica e a breve termine: i vantaggi locali e immediati, infatti, sono ottenuti compromettendo l'interesse generale e l'assetto futuro; in altre parole la gestione tradizionale – basata sull'idea di fondo di “domare” i fiumi e di sottrarre loro spazio per le attività umane – cozza contro i principi dello sviluppo sostenibile.

Ponendosi nell'ottica della sostenibilità, la gestione tradizionale deve essere sostituita dall'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. Diviene allora chiaro che natura e sicurezza non sono necessariamente obiettivi antitetici ma, anzi, che il miglior modo di difendersi dai fiumi è quello di difendere i fiumi. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna –perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali– diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

BIBLIOGRAFIA

- ALLAN J.D., 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- AUTORITÀ BACINO MAGRA, 2000. *Tutela dei corsi d'acqua interessati dalle derivazioni (Relazione generale e Norme di attuazione)*. Sarzana – La Spezia. Disponibile su: www.adbmagra.it.
- BARUFFI F., RUSCONI A., SURIAN N., 2005. Le fasce di pertinenza fluviale nella pianificazione dei bacini idrografici: aspetti metodologici ed applicazioni. *Atti Convegno Interpraevent*, Riva del Garda, Maggio 2004.
- BAYLEY P.B., 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience*, **45** (3):153-158.
- BILBY R.E., LIKENS G.E., 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology*, **61** (5): 1107-1113.
- BINDER W., 2000. River restoration in Bavaria. In: H.J. Nijland and M.J.R. Cals (eds.), *Proceedings of the Conference on River Restoration in Europe*. Wageningen, The Netherlands: 223-229.
- BRAVARD J.P., KONDOLF G.M., PIÉGAY H., 1999. Environmental and societal effects of channel incision and remedial strategies. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), *Incised River Channels*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 303-341.
- BRINSON M.M., HAUER F.R., LEE L.C., NUTTER W.L., RHEINHARDT R.D., SMITH R.D., WHIGHAM D., 1995. *A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands*. Technical Report WRP-DE-11. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 219 pp. Disponibile su: <http://el.erdc.usace.army.mil/wetlands/pdfs/wrpde11.pdf>
- BROOKES A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, Chichester UK, 342 pp.
- BROOKES A., SHIELDS F.D.Jr. (Eds.), 1996. *River Channel Restoration. Guiding Principles for Sustainable Projects*. John Wiley & Sons, Chichester UK, 433 pp.
- BROWN G.W., KRYGIER J.T., 1967. Changing water temperatures in small mountain streams. *J. Soil Water Conserv.*, **22** (6): 242-244.
- CAMPBELL K.L., KUMAR S., JOHNSON H.P., 1972. Stream straightening effects on flood runoff characteristics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **15**: 94-98.
- CELLERINO R., 2004. *L'Italia delle Alluvioni. Un'analisi economica*. Ed. Franco Angeli, Milano, 288 pp.
- 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.
- CIRF, 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Mazzanti editore, Venezia. 832 pp.
- COPP G.H., 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **26**: 1-27.
- CORNING R.V., 1975. Channelization: shortcut to nowhere. *Virginia Wildlife*, Feb.: 6-8.
- COVICH A.P., 1993. Water and ecosystems. In: P.H. Gleick (ed.), *Water in crisis: A guide to the World's Freshwater resources*, Oxford University Press, Oxford, UK, XXIV+473 pp.
- DANIELS R.B., 1960. Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa. *American Journal of Science*, **258**: 161-176.
- DOWNS P.W., GREGORY K.J., 2004. *River Channel Management. Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London, 395 pp.
- FEMINELLA J.W., MATTHEWS W.J., 1984. Intraspecific differences in thermal tolerance of *Etheostoma spectabile* (Agassiz) in constant versus fluctuating environments. *Journal of Fisheries Biology*, **25**: 455-461.
- FEMMER S.R., 2002. *Instream Gravel Mining and Related*

- Issues in Southern Missouri*. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, Fact Sheet 012-02, 4 pp.
- GHETTI P.F., 1986. *Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Indice Biotico E.B.I. modif. Ghetti*. Provincia Autonoma di Trento, Staz. Sperim. Agraria Forestale – Serv. Protez. Ambiente, Trento, 111 pp.
- GHETTI P.F., 1995. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). In: *Notiziario dei metodi analitici. IRSA-CNR, Suppl. a Quaderni*, **100**: 1-24.
- GHETTI P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Prov. per la Protez. dell'ambiente, Trento, 221 pp.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. CNR AQ/1/127, Collana Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", 184 pp.
- HALYK L.C., BALON E.K., 1983. Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. *Canadian Journal of Zoology*, **61**: 2446-2464.
- 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, UK, 322 pp.
- KARR, J.R., 2006. Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, **20** (2): 7-18.
- KONDOLF G.M., 1997. Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, **21** (4): 533-551.
- ICE (The Institution of Civil Engineers), 2001. *Learning to live with rivers*. ICE, London, 84 pp. Disponibile su: www.ice.org.uk.
- JAEGGI M., ZARN B., 1999. Stream Channel Restoration and Erosion Control for Incised Channels in Alpine Environments. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), *Incised River Channels*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 343-369.
- JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. The floodpulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge D.P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **106**: 110-127
- LACHAT, 1991. *Le cours d'eau. Conservation, entretien et aménagement*. Conseil d'Europe, Strasbourg, 84 pp.
- 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*. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, Guide Technique N°2, 39 pp.
- MARIDET L., 1994. *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau: influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central*. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I, 295 pp.
- MARIDET L., 1995. *Rôle des formations vegetales riveraines. Recommandations pour una gestion régionalisée*. Ministère de l'environnement, Cemagref, Lyon, 59 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.
- MEEHAN W.R., SWANSON F.J., SEDELL J.R., 1977. Influence of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular references to salmonid fishes and their food supply. In: Johnson R.R. and Jones D.A. (eds.), *Importance, preservation and management of riparian habitat*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Gen. Tech. Rep. RM-43: 137-145.
- MERZ J.E., OCHIKUBO CHAN L.K., 2005. Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Res. Applic.* **21**: 61-74.
- MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., PETERSEN R.C., CUSHING C.E., BRUNS D.A., SEDELL J.R., VANNOTE R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**: 1045-1055.
- NIEMI G.J., DEVORE P., DETENBECK N., TAYLOR D., LIMA A., PASTOR J., YOUNT J.D., NAIMAN R.J., 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*, **14**: 571-587.
- PIÉGAY H., BRAVARD J.P., DUPONT P., 1994. The French water Law: a new approach for alluvial hydrosystem management, French alpin et perialpin stream examples. In: R.A. Marston and V.R. Hasfurther (eds.), *Annual summer symposium of the American Water Resources Association, Effects of human-induced changes on hydrologic systems*. American Water Resources Association, Jackson Hole, Wyoming, USA: 371-383.
- PIÉGAY H., CUAZ M., JAVELLE E., MANDIER P., 1997. Bank erosion management based on geomorphological, ecological and economic criteria on the Galaure River, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, **13**: 433-448.
- PIÉGAY H., DARBY S.E., MOSSELMAN E., SURIAN N., 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications*, **21**: 773-789.
- PIÉGAY H., RINALDI M., 2006. Gestione sostenibile dei sedimenti in fiumi ghiaiosi incisi in Francia. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 59-80.
- PINAY G., 1986. Impact of a riparian forest on the nitrogen content of phreatic water in the Garonne basin. In: Lauga J., Decamps H., Holland M.M. (eds), *Land use impacts on aquatic ecosystems*. MAB-UNESCO, PIREN-CNRS: 303-317.
- POFF N., ALLAN J.D., BAIN M.B., KARR J.R., PRESTEGAARD K.L., RICHTER B.D., SPARKS R.E., STROMBERG J.C., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* **47** (11): 769-784.
- PUMA F., 2003. Gli interventi per la mitigazione del rischio idraulico nella media e bassa Pianura Padana nella pianificazione di bacino del Po. In: E.M. Ferrucci (ed.), *Primo Forum Nazionale sul rischio idraulico e assetto della rete idrografica nella pianificazione di bacino*. Maggioli Ed.:

- 413-426.
- RAGGI G., ANTONELLI A., 1981. A difesa del Magra oggi. La pianura del basso corso del fiume e la falda di subalveo. In: *Tra fiumi, mare e terraferma*. Ed. Italia Nostra: 32-50.
- RINALDI M., 2003. Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, Central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, **28** (6): 587-608.
- RINALDI M., 2005. *Studio geomorfologico dei principali alvei fluviali nel bacino del fiume Magra finalizzato alla definizione di linee guida di gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità funzionale*. Relazione finale dello studio commissionato dall'Autorità di bacino del Magra, Sarzana (SP), 172 pp.
- RINALDI M., 2006. La prospettiva geomorfologica e le applicazioni nella gestione degli alvei fluviali. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 39-58.
- RINALDI M., SURIAN N., 2005. Variazioni morfologiche ed instabilità di alvei fluviali: metodi ed attuali conoscenze sui fiumi italiani. In: M. Brunelli e P. Farabollini (Eds), *Dinamica Fluviale, Atti Giornate di Studio sulla Dinamica Fluviale*, Grottammare, Giugno 2002, Ordine dei Geologi Marche: 203-238.
- SANSONI G., 2006. Principi di riqualificazione fluviale. Processi fluviali, riequilibrio sedimentologico, recupero degli habitat e delle risorse idriche. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 81-92.
- SPARKS RE., 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience*, **45**: 168-182.
- SURIAN N., RINALDI M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, **50** (4), 307-326.
- TOWNSEND C.R., ARBUCKLE C.J., CROWL T.A., SCARSBROOK M.R., 1997. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, **37**: 177-191.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**: 130-137.
- WASHINGTON STATE, 2002. *Integrated streambank protection guidelines*. Washington State, Dept. of Fish and Wildlife, Dept. of Transportation, Dept. of Ecology, 622 pp. Disponibile su: www.wdfw.wa.gov/hab/ahg/ispdoc.htm.
- WASSON J.G., BETHMONT J., DEGORGIE J.N., DUPUIS B., JOLIVEAU T., 1993. *Vers une typologie fonctionnelle des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Loire: éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I. Atlas*. CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CRENAM, URA CNRS, 260 pp.
- WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y., PAULIN L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Lyon, 158 pp.
- WELCOMME RL., 1992. River conservation-future prospects. In: Boon P.J., Calow P., Petts G.E. (eds.) *River conservation and management*. New York, John Wiley & Sons: 454-462.
- 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.
- WWF, 2002. *Managing floods in Europe: the answers already exists*. WWF, 17 pp. Disponibile su: <http://assets.panda.org/downloads/managingfloodingbriefingpaper.pdf>
- 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., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. Ministero Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura, 17, 123 pp.