

## **Sistemazione idraulica e variazione della diversità degli habitat fluviali: un approccio comparativo**

**Sebastian Schweizer\* e Enrico Pini Prato**

*Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale, sezione di idronomia, Facoltà di Agraria, Università di Firenze.  
Via S. Bonaventura 13, 50145 – Firenze.*

\* *referente per la corrispondenza (e-mail: sebastian.schweizer@unifi.it)*

*Pervenuto l'8.7.2003; Accettato il 20.8.2003*

### **Riassunto**

Allo scopo di valutare l'impatto esercitato sulla diversità degli habitat fluviali da parte di interventi di sistemazione idraulica, è stata utilizzata una metodologia basata sull'approccio comparativo tra tratti di fiume vicini allo stato naturale –scelti come tratti ideali (o “modello”)– e altri di cui si intende valutare l'eventuale stato di degrado (allontanamento dalla naturalità). La diversità degli habitat è stata valutata in termini di ricchezza ed equità utilizzando l'indice di Shannon-Wiener, l'indice di Pielou e il Numero di Diversità di Hill; come ulteriore descrittore è stata inoltre utilizzata la copertura vegetazionale su una fascia di rispetto larga 25 m per ogni sponda. I dati ottenuti hanno dimostrato una variazione significativa tra i tratti ‘naturali’ e quelli modificati.

PAROLE CHIAVE: indici di diversità / habitat fluviali / sistemazioni idrauliche / approccio comparativo / fasce tampone riparie.

### **Abstract**

**A reference condition approach for the evaluation of the diversity variation of river habitats following works of hydraulic interventions: Sieve River (Italy)**

In order to evaluate the impacts of hydraulic works on the diversity of habitats, a reference condition approach has been used. This approach is based on the idea of comparing river reaches which are in a nearly natural state –chosen as ideal (or ‘model’) reaches– to reaches of which the likely state of degradation (distance from natural state) needs to be assessed. In order to assess the diversity of habitat in terms of richness and evenness, the Shannon-Wiener index, the Pielou index and Hill's Diversity Number have been used. Also the percentage of a 25 m wide respect area (on each side of the river) covered by vegetation has been calculated and used as an assessment descriptor.

The obtained data have shown a considerable variation between ‘natural’ and modified reaches.

KEY WORDS: diversity indexes / fluvial habitat / hydraulic interventions / reference condition / riparian buffers.

### **INTRODUZIONE**

Il presente lavoro ha preso avvio dalla constatazione di quanto profondamente gli interventi di sistemazione idraulica modificano l'assetto originario di un ecosistema fluviale (GILVEAR, 1999), compromettendone la diversità in termini di habitat (MADDOCK, 1999; WARD *et al.*, 2002). Appare evidente che spesso l'esecuzione di lavori in alveo produce eccessivi tagli di vegetazione, spianamenti del letto, eliminazione delle isole e degli accumuli ghiaiosi, rettifica dei meandri e conseguente uniformità dei fondali e della profondità. A ciò si

aggiunge anche la sistemazione delle sponde che può compromettere la complessità ambientale, riducendola ad habitat monotipici (scogliere o gabbionate) di scarso valore ecologico. Anche l'inappropriato uso di tecniche di ingegneria naturalistica può risultare assai dannoso: utilizzare tecniche, per quanto rispettose dell'ambiente (almeno nella scelta dei materiali), senza rispettare la fisionomia e le peculiarità del fiume, comporta stravolgimenti non lontani da quelli dell'ingegneria classica. Infatti non è sufficiente affrontare la

sistemazione idraulica di un fiume con materiali e tecniche “naturali” per poterla considerare rispettosa dell’ambiente. La *riabilitazione* dei fiumi deve partire dalla conoscenza approfondita dell’ecosistema fluviale (FISRWG, 2001), degli habitat fisici (MADDOCK, 1999) e dal rispetto delle sue dinamiche se si vogliono effettivamente ottenere soluzioni soddisfacenti dal punto di vista ecologico. In tale ottica potrebbe risultare valido anche l’impiego di tecniche dell’ingegneria classica se utili a ripristinare equilibri perduti, come ad esempio le scale di risalita per pesci.

Scopo del presente lavoro è di stabilire la *variazione del numero e del tipo di habitat* insieme allo *stato della vegetazione riparia* in rapporto ed in conseguenza di interventi di banalizzazione su un corso d’acqua, tramite l’utilizzo di descrittori ed indici ecologici.

A tale scopo è stato adottato un approccio comparativo, basato sul raffronto tra tratti di fiume vicini allo stato naturale, scelti come tratti ideali (o “modello”), con tratti di cui si vuole conoscere l’eventuale stato di degrado, inteso come allontanamento dalla naturalità (BAILEY *et al.*, 1998). La prima fase prevede la definizione e relativa suddivisione in tipologie fluviali omogenee per determinate caratteristiche (climatiche, geomorfologiche, idrologiche, ecc.) (BARBOUR *et al.*, 1997); sarebbe erroneo, infatti, confrontare l’alto corso con un tratto modello rilevato in una zona di estuario dello stesso fiume.

La seconda fase comporta l’individuazione di un tratto modello per la specifica tipologia fluviale e la scelta di appropriati descrittori ecologici. La comparazione tra i descrittori del tratto modello e quelli del tratto oggetto di studio può fornire spunti di riflessione per limitare l’impatto di interventi in alveo e sulle sponde e valutare l’eventuale necessità di interventi di ripristino ambientale.

## MATERIALI E METODI

Per lo studio è stato scelto il tratto del fiume Sieve, affluente di destra dell’Arno, in provincia di Firenze, compreso tra le località Balze di Vicchio e Dicomano. Per la suddivisione in tipologie fluviali omogenee ci si è basati principalmente sulle caratteristiche geomorfologiche (LENZI *et al.*, 2000), distinguendo il tratto che attraversa il Mugello (dalle sorgenti all’abitato di Vicchio) da quello della Val di Sieve (da Vicchio alla confluenza con l’Arno). Il passaggio dell’alveo dal substrato di colmamento dell’antica conca lacustre mugellana, privo di soglie naturali e con pendenza sostanzialmente costante, agli affioramenti di rocce coerenti (arenarie) presenti nel tratto della Val di Sieve, che provocano salti con sensibili variazioni di quota, marca la differenza geomorfologica tra i due tronchi del fiume. Nel caso di studio è stata scelta la seconda

tipologia.

In condizioni di portata media annua (3,5 m<sup>3</sup>/s) sono stati rilevati i seguenti habitat (WADESON e ROWENTREE, 1998; MONTGOMERY e BUFFINGTON, 1997):

Raschio (*riffle*, R): zona di rapida con innalzamento del fondo, basso tirante, superficie increspata, substrato più grossolano, parzialmente sommerso; velocità media superiore a 0,3-0,4 m/s (misurata con un mulinello idraulico Flow Probe FP 201 di GlobalWater);

Buca (*pool*, P): zona con profondità variabile (> 0,50 m), velocità di corrente ridotta, priva di onde o increspature superficiali; velocità non rilevabile con lo strumento adottato (inferiore a 0,3 m/s);

Zona di sedimentazione (*slack*, S): accumuli limosi o sabbiosi periodicamente sommersi (lunghezza minima 10 m), in prossimità della sponda, con velocità molto ridotta;

Affioramento roccioso (AR): emergenze monolitiche in sponda (lunghezza minima 10 m);

Isola (I): accumuli di ciottoli e ghiaie, vegetati o no, spesso fiancheggiati da due rami assimilabili alla tipologia raschi, oppure con uno dei due ad acqua stagnante (ramo morto);

Fascia tampone riparia (FV): vegetazione riparia, arbustiva o arborea all’interno di una fascia parallela al fiume larga 25 m (US DEPT. OF AGRICULTURE, 1998).

Il tratto modello (TM; lunghezza ca. 2000 m) –ossia il più vicino possibile allo stato naturale o comunque ove non siano state fatte operazioni di sistemazione e di tagli di vegetazione sulle sponde da molto tempo– è stato individuato a monte di Dicomano, località S. Pier Maggiore. La scelta è ricaduta su questo tratto lungo circa 2 km in quanto (a) relativamente isolato dalla viabilità principale; (b) relativamente non interessato da attività antropiche quali prelievi di inertici, guadi, abbeveraggio bestiame, ed altro; (c) non interessato da sistemazioni idrauliche in alveo e di sponda; (d) privo di scarichi fognari o di altro tipo; (e) caratterizzato da vegetazione di sponda continua e non utilizzata; (f) contraddistinto da assetto geomorfologico costante nel tempo, come si evince da un’analisi comparativa su foto aeree dei voli IGM del 1965 e Regione Toscana del 1998.

Sono stati inoltre individuati un tratto (TA; lunghezza ca. 550 m) –ove sono stati eseguiti nell’aprile 2003 interventi di sistemazione idraulica (rimozione di accumuli ghiaiosi, tagli di vegetazione, difese di sponda)– e un tratto (TB; lunghezza ca. 1500 m) precedentemente sistemato (nella primavera 2002), contiguo a TA. Il tratto TA è stato rilevato sia prima della sistemazione sia dopo (TA<sub>p</sub>, TA<sub>d</sub>); il tratto TB invece è stato rilevato soltanto a lavori eseguiti. I rilievi sono stati eseguiti

nell'estate 2002 e, per il tratto TA<sub>d</sub>, nel maggio 2003.

Il rilievo sui singoli tratti TM, TA e TB è stato eseguito percorrendo il fiume da monte verso valle con due kayak e localizzando con ricevitore GPS (Garmin GPS 12) l'inizio e la fine di ogni habitat.

Il rilievo è stato finalizzato ad ottenere, come dato di base, la frequenza con la quale ogni habitat si presenta sull'unità di lunghezza (numero di ogni singolo habitat per chilometro di fiume). Dato, quest'ultimo, molto importante poiché indicativo della diversificazione e dell'alternanza spaziale degli habitat. Si è infine calcolata la lunghezza media di ogni habitat nei singoli tratti.

I dati così rilevati sono stati elaborati calcolando gli indici di diversità ed il grado di copertura vegetazionale della fascia tampone riparia.

Per valutare il grado di diversità dei tratti analizzati in termini di ricchezza di habitat sono stati utilizzati, oltre al classico indice di diversità di Shannon-Wiener, l'indice di equitabilità di Pielou –in grado di fornire una indicazione sulla più o meno equilibrata distribuzione degli habitat– e il Numero di Diversità di Hill, che esprime il numero effettivo di habitat che contribuiscono alla diversità globale. L'indice di Shannon-Wiener assume il valore massimo nel caso in cui le frequenze al chilometro per ogni tipologia di habitat siano uguali, e il valore minimo corrispondente a 0 nel caso in cui si presenti un solo habitat. L'indice di Pielou presenta un campo di variazione compreso tra 0 ed 1 e raggiunge il valore massimo quando il numero di habitat è equamente distribuito. L'indice di Hill varia tra 0 ed il numero totale di tipologie considerate. Le rispettive formule sono riportate di seguito (ODUM, 1973).

$$\text{Shannon-Wiener: } H' = - \sum_i^S P_i (\ln P_i)$$

$$\text{Pielou: } J_1 = \frac{H'}{\ln S}$$

$$\text{Hill: } N_1 = e^{H'}$$

dove:

$P_i$  = frequenza dell'habitat i-esimo per km / somma delle frequenze di tutti gli habitat per km

$S$  = numero delle tipologie di habitat

Il grado di copertura delle fasce tampone riparie è stato calcolato con il GIS Arcview 3.2 tramite fotointerpretazione (NARUMALANI *et al.*, 1997) del volo della Regione Toscana del 1998, previo raddrizzamento e georeferenziazione di fotogrammi con il software Image 8.3.1 di ERDAS.

In particolare è stata calcolata la percentuale di copertura arboreo-arbustiva della fascia perfluviale pari a 25 m di larghezza.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Gli habitat rilevati nei tratti TM, TA e TB sono riportati, rispettivamente, nelle figure 1-3, mentre i dati degli indici e dei descrittori calcolati sono riassunti nella tabella I.

L'alveo del *tratto modello* presenta una frequenza chilometrica di 5,63 sequenze buche-raschi, 0,51 isole fluviali, 1,02 affioramenti rocciosi e 1,53 zone di sedimentazione. L'alveo del tratto TA prima dell'esecuzione dei lavori (TA<sub>p</sub>) mostrava una diversità ambientale addirittura superiore a quella del tratto modello. I valori degli indici H', J<sub>1</sub> e N<sub>1</sub> risultavano infatti più elevati nel tratto TA (rispettivamente 1,39, 0,86 e 4,01) che in quello TM (rispettivamente 1,28, 0,80 e 3,59) (Fig. 4). La percentuale di copertura vegetale della fascia perfluviale era, invece, leggermente più elevata nel tratto modello (80,8%, contro il 74,5% in TA<sub>p</sub>). Lo stesso tratto dopo i lavori (TA<sub>d</sub>) presenta attualmente i seguenti valori di H', J<sub>1</sub> e N<sub>1</sub>: 1,33, 0,83 e 2,48; la percentuale della copertura vegetale è del 38%.

Dal confronto fra le fotografie aeree del 1965 e del 1998 la vegetazione delle sponde nel tratto modello appare sostanzialmente invariata, con formazioni compatte e continue. Ciò conferma l'ipotesi che negli

**Tab. I.** Tabella riassuntiva dei descrittori utilizzati.

TRATTI	P			R			I	AR	S	FV	INDICI		
	l. m. (m)	%	n/km	l. m. (m)	%	n/km					n/km	n/km	% F. R.
<b>TM</b>	126	71,1	5,63	51	28,9	5,63	0,51	1,02	1,53	80,8	<b>1,28</b>	<b>0,80</b>	<b>3,59</b>
<b>TA<sub>p</sub></b>	79	57,8	7,33	57	42,2	7,33	1,83	1,83	1,83	74,5	<b>1,39</b>	<b>0,86</b>	<b>4,01</b>
<b>TA<sub>d</sub></b>	136	49	3,67	124	51	3,67	-	1,83	1,83	38	<b>1,33</b>	<b>0,83</b>	<b>2,48</b>
<b>TB</b>	151	59,7	3,96	101	40,3	3,96	-	0,66	-	50,8	<b>0,91</b>	<b>0,57</b>	<b>2,48</b>
<b>TA<sub>p</sub>+TB</b>	122	58,2	4,86	84	40,8	4,86	0,48	0,97	0,48	57,1	<b>1,20</b>	<b>0,75</b>	<b>3,30</b>

P = buca; R = raschio; I = isola; AR = affioramento roccioso; S = zona di sedimentazione; FV = fascia tampone riparia; l. m. = lunghezza media; % = lunghezza totale habitat sulla lunghezza del tratto, espressa in percentuale; n/km = frequenza al chilometro di un habitat; % F. R. = grado di copertura nella fascia di rispetto; H' = indice di Shannon-Wiener; J<sub>1</sub> = indice di Pielou; N<sub>1</sub> = numero di diversità di Hill.

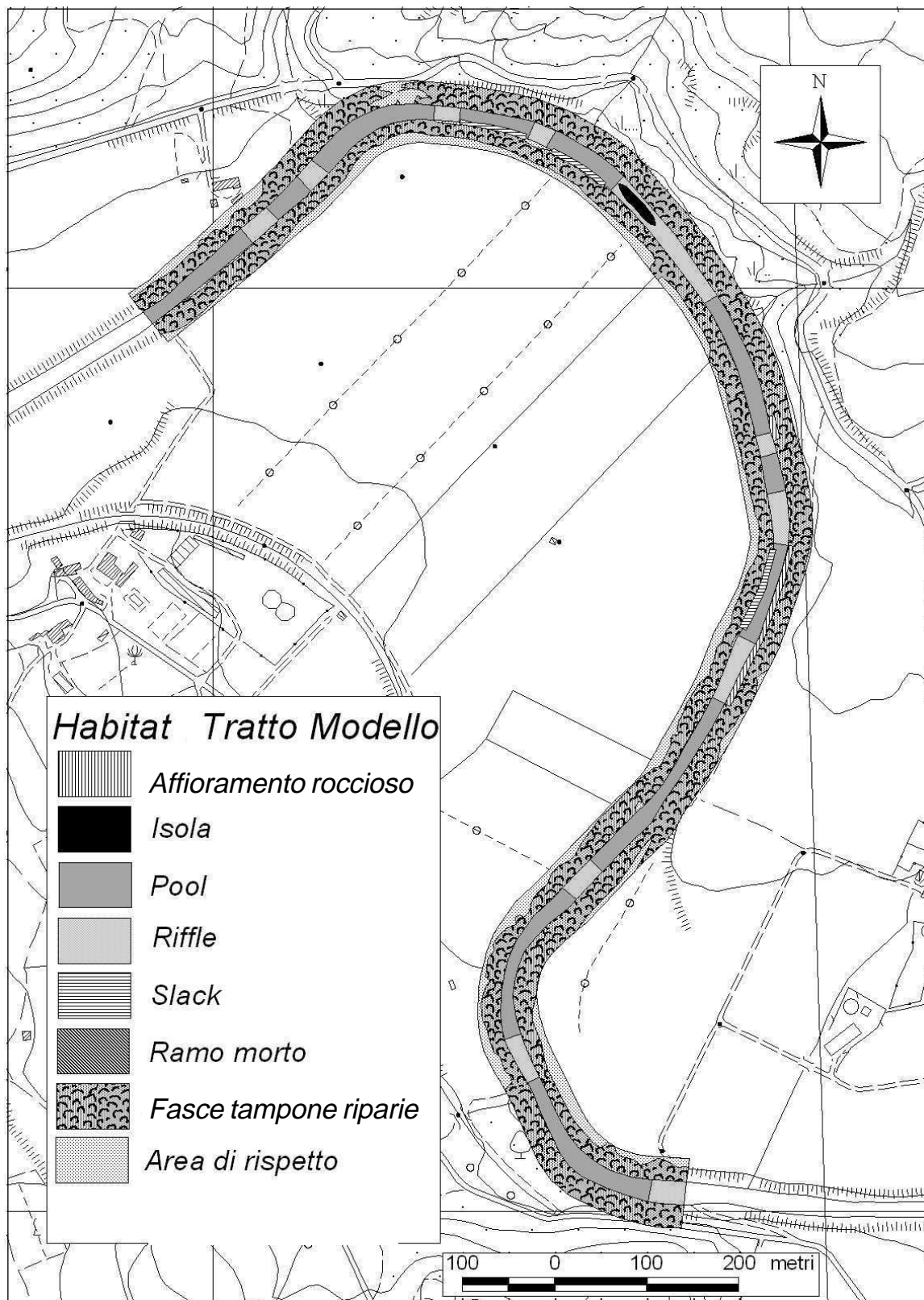
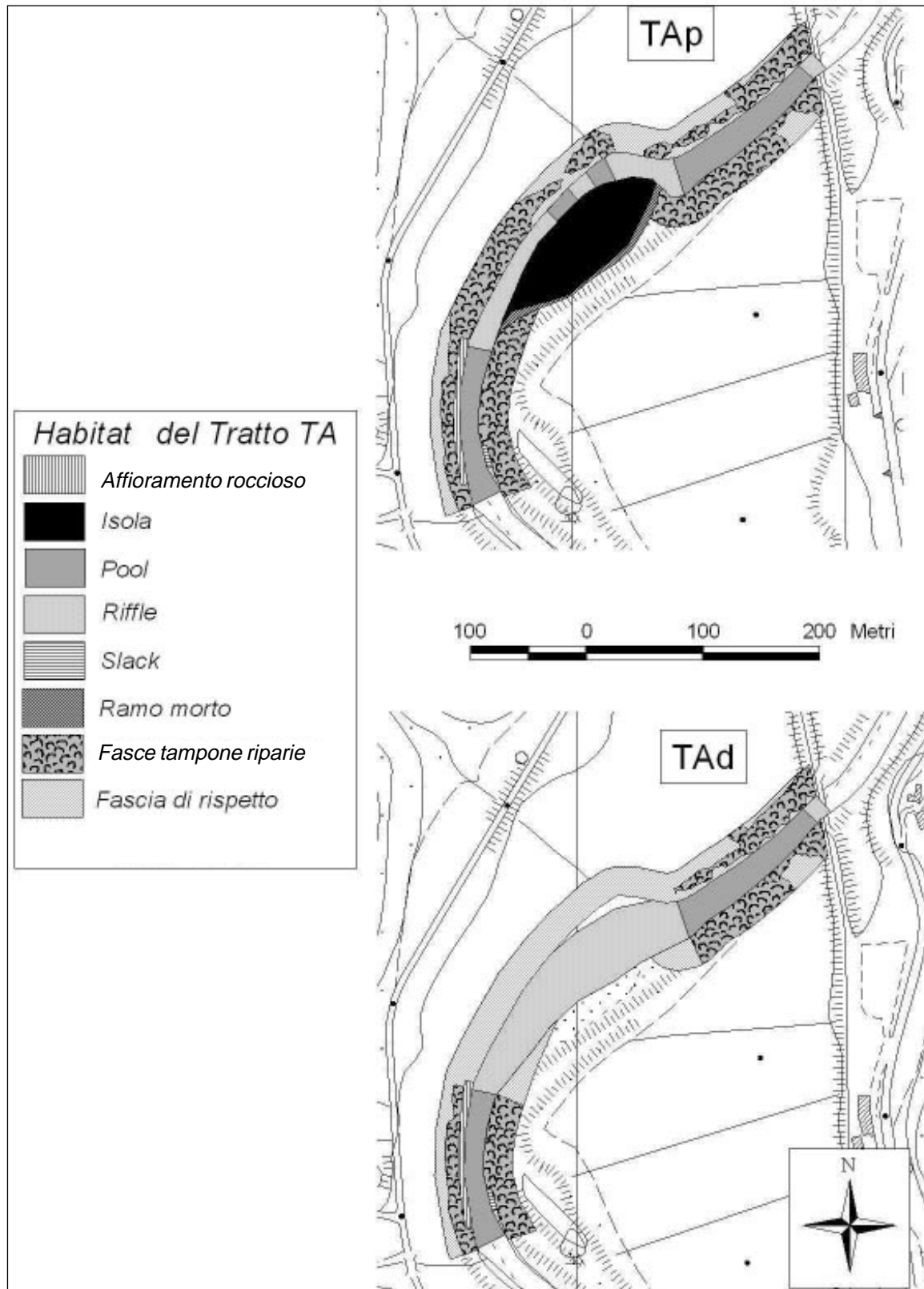


Fig. 1. Il tratto modello ( TM), con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.



**Fig. 2.** Il tratto A ( TA), prima (TAp) e dopo (TAd) i lavori, con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.

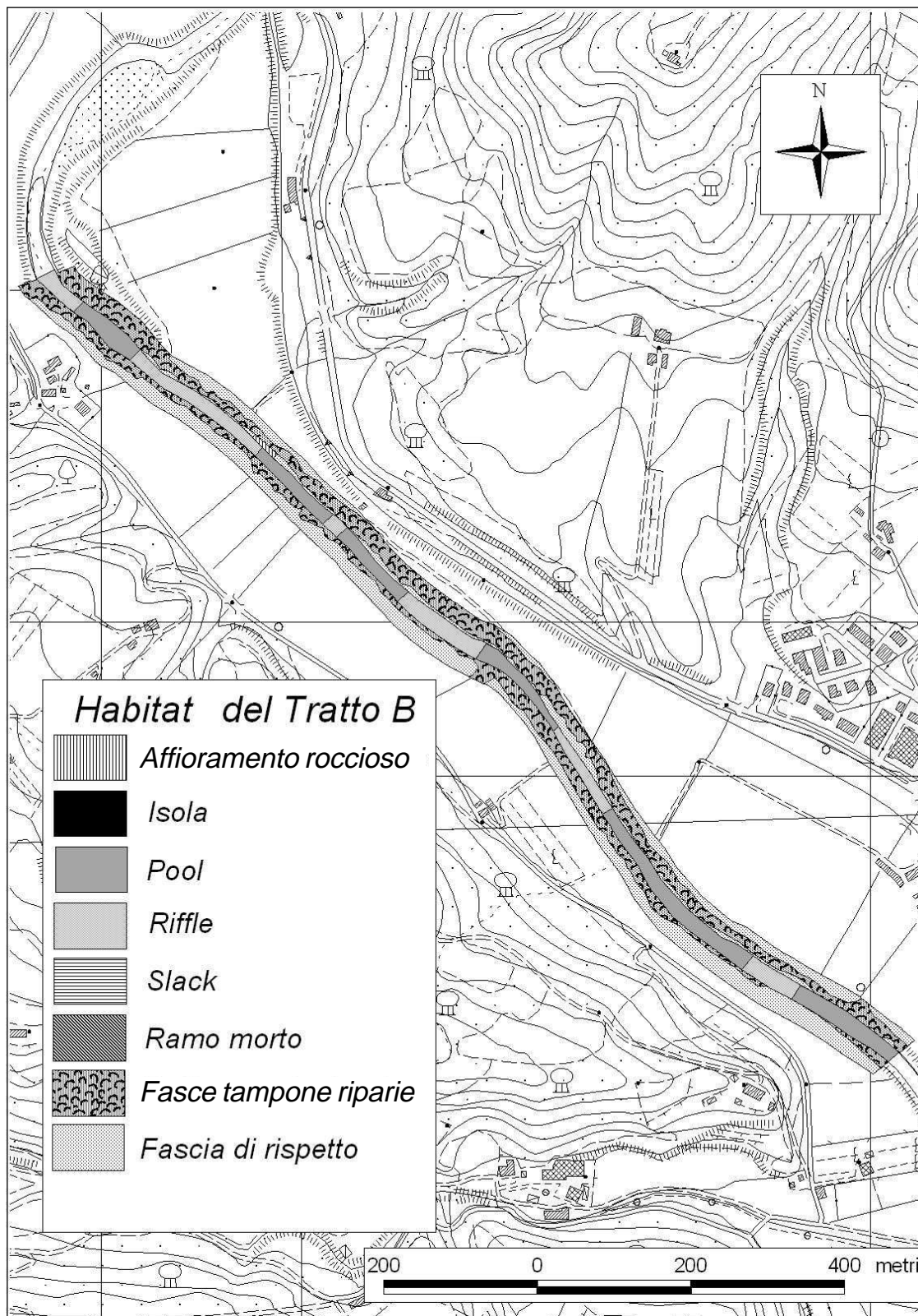


Fig. 3. Il tratto B (TB), con i relativi habitat e le fasce tampone riparie.

ultimi trenta anni non siano stati eseguiti apprezzabili interventi sulla vegetazione riparia. Essa, infatti, è prevalentemente arborea, con piante di notevole sviluppo in altezza e diametro, tali da svolgere efficacemente le funzioni di ombreggiamento e termoregolazione delle acque, di filtro per i nutrienti e i sedimenti veicolati dalle acque di dilavamento dei versanti e di corridoio ecologico (TABACCHI *et al.*, 1998). Le specie prevalenti sono l'ontano nero (*Alnus glutinosa*), pioppi (*Populus spp.*), salici (*Salix spp.*) a portamento arboreo e arbustivo. In consociazione partecipano le querce, la *Robinia pseudacacia* e specie tipiche dell'ostrieto. Il tratto  $TA_p$  presentava una struttura della vegetazione sostanzialmente analoga.

Il tratto TB ha recentemente subito lavori di sistemazione che hanno interessato prevalentemente le sponde (realizzazione di scogliere rinverdate con salice) ma, parzialmente, anche l'alveo. Gli indici del tratto assumono i seguenti valori:  $H' = 0,91$ ;  $J_1 = 0,57$ ;  $N_1 = 2,48$ . La fascia tampone riparia, invece, si presenta molto ridotta (copertura pari a 50,8%) e con una struttura profondamente modificata: essendo sostanzialmente arbustiva con prevalenza dell'esotica *Robinia pseudacacia*, appare inadeguata a svolgere efficacemente il complesso di funzioni proprie, di norma, della vegetazione autoctona riparia. L'analisi dei due tratti congiunti  $TA_p+TB$ , assimilati ad un unico tratto, è mirata alla valutazione dell'importanza di tratti "naturalisti" con funzione "ammortizzante" (o cuscinetto) rispetto a tratti contigui alterati. I valori degli indici calcolati sono i seguenti:  $H' = 1,20$ ;  $J_1 = 0,75$ ;  $N_1 = 3,30$ .

Nel tratto  $TA_p$  gli indici erano superiori del 7 % rispetto al tratto modello (Fig. 4);  $TA_p$  presentava effettivamente una fisionomia peculiare definita, in particolare, da una grande isola vegetata responsabile della diversificazione degli habitat, a causa della formazione di una ravvicinata sequenza di raschi e buche e di un ramo morto di notevole valore ecologico. La fascia tampone riparia, nella struttura e nel grado di copertura, si presentava simile a TM. Per l'elevata qualità ambientale  $TA_p$  poteva essere assimilato ad un tratto modello. Il tratto  $TA_d$  ha mostrato complessivamente un leggero calo dei valori degli indici rispetto a  $TA_p$ , ma analizzando in particolare modo la porzione sistemata si osserva che l'indice di Shannon assume il valore 0 così come la percentuale di copertura vegetale. Infatti i circa 250 metri interessati dai lavori sono stati trasformati in unico lungo riffle con l'eliminazione totale della fascia perifluviale. Gli indici del tratto TB invece sono inferiori del 28,6 % rispetto al tratto modello e la copertura della vegetazione riparia è ridotta del 37% rispetto al valore rilevato su TM (Fig. 5). Tale diminuzione, insieme alla scompar-

sa di alcuni habitat, è da attribuire agli interventi in alveo che hanno omologato la morfologia dell'ambiente fluviale: ciò suggerisce l'opportunità di un ripristino ambientale in grado di riportare i valori degli indici prossimi a quelli di TM.

L'intero tratto  $TA_p+TB$  possedeva un maggior grado di diversità degli habitat, testimoniato da un aumento degli indici del 21,4 % rispetto al solo tratto TB, avvicinandosi a valori prossimi a quelli di TM. Ciò significa che, in termini di diversità, il contributo apportato da  $TA_p$  era significativo nonostante la sua limitata lunghezza.

## CONCLUSIONI

L'approccio comparativo utilizzato si è rivelato proponibile come uno strumento pratico di supporto per una corretta gestione degli interventi in ambiti fluviali. Per mezzo di questa metodologia di indagine è possibile determinare le caratteristiche peculiari di una data tipologia fluviale, al fine di un loro utilizzo come modelli di riferimento.

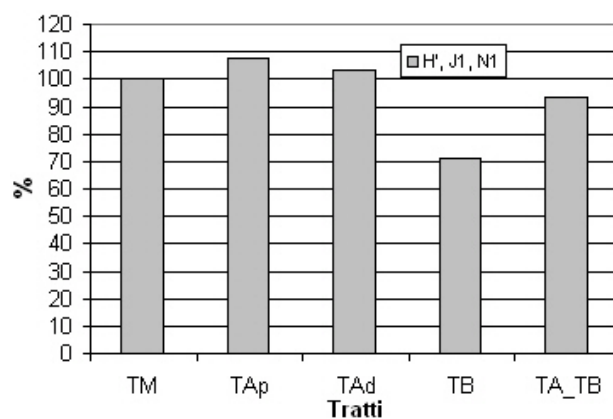


Fig. 4. Variazione percentuale degli indici rispetto a TM.

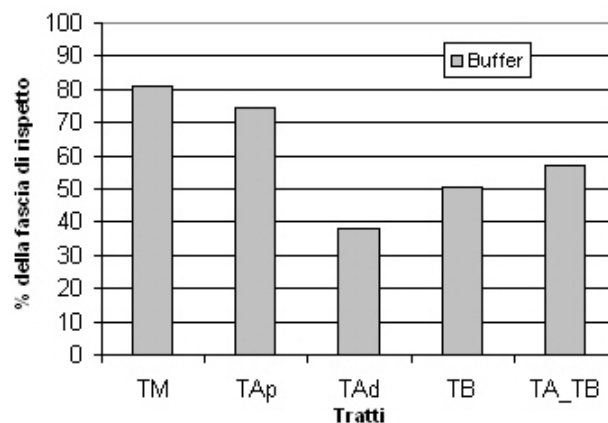


Fig. 5. Copertura della fascia tampone vegetata (buffer) nella fascia di rispetto.

I casi di applicabilità sono essenzialmente due: le sistemazioni idrauliche ed il ripristino ambientale. Nel primo caso, poiché le sistemazioni idrauliche possono abbassare anche notevolmente la diversità ambientale (vedi TA<sub>a</sub> e TB), occorre valutare se e dove realmente si presenti la necessità della difesa idraulica, rispetto al mantenimento delle “condizioni naturali”. Nel caso sia indispensabile intervenire, è comunque opportuna l’adozione di tecniche che tengano conto degli habitat presenti nei tratti di riferimento –rilevabili in un tratto modello– sin dalla fase di progettazione. Nel secondo caso la valutazione dello stato di alterazione di un tratto –tramite comparazione con un tratto modello– fornisce un’indicazione per la progettazione degli interventi

mirata alla ricostituzione delle peculiarità perdute, da individuarsi, ad esempio, nell’aumento della frequenza di *riffle* e *pool*. Allo scopo esistono tecniche di riqualificazione fluviale già sperimentate e riconosciute in molti Paesi (COWX e WELCOMME, 1998).

Nei casi in cui la sicurezza idraulica sia l’obiettivo primario da raggiungere (es. tratti in ambiti urbani altamente modificati), diviene determinante salvaguardare o ripristinare tratti contigui con caratteristiche vicine a quelle del tratto modello che possano svolgere una funzione di “cuscinetto”, realizzando complessivamente un tratto con maggiore diversificazione degli habitat (si veda il confronto tra il tratto TB ed il tratto TA<sub>p</sub>+TB).

### Bibliografia

- BAILEY R. C., KENNEDY M. G., DERVISH M. Z., TAYLOR R. M., 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, **39**: 765-774.
- BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D., STRIBLING J. B. (eds.), 1997. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers (second edition)*. United States Environmental Protection Agency, pp. 5/8, 9/3-9/6.
- COWX I. G., WELCOMME R. L. (eds.), 1998. *Rehabilitation of rivers for fish*. FAO, Oxford, 260 pp.
- FISR WG, 2001. *Stream corridor restoration. Principles, processes and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISR WG: 15 federal agencies of the US government), pp. 8/89-8/90, 7/28 - 7/34.
- GILVEAR D. J., 1999. Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. *Geomorphology*, **31**: 229-245
- LENZI M. A., D’AGOSTINO V., SONDA D., 2000. *Ricostruzione morfologica e recupero ambientale dei torrenti*. Editoriale Bios, Cosenza, 208 pp.
- MADDOCK I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, **41**: 373-391.
- MONTGOMERY D. R., BUFFINGTON R., 1997. Channel reach morphology in mountain drainage basins. *GSA Bulletin*, **109**: 596-611.
- NARUMALANI S., YINGCHUN Z., JENSEN J. R. 1997. Application of remote sensing and geographic information system to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany*, **58**: 393-409.
- ODUM E. P., 1973. *Principi di ecologia*. Piccin, Padova, 584 pp.
- TABACCHI E., CORRELL D. L., HAUER R., PINAY G., PLANTY-TABACCHI A. M., VISMAR R., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, **40**: 497-516.
- US DEP. OF AGRICULTURE, 1998. *Cheaspeak Bay riparian handbook: a guide for maintaining and establishing riparian forest buffers*. United States Department of Agriculture, Forest Service Northeastern Area State & Private Forestry, Natural Resources Conservation Service, Cooperative State Research, Education, and Extension Service, pp. 6/1-6/15 e Appendix 1.
- WADESON R. A., ROWENTREE K. M., 1998. Application of the hydraulic biotope concept to the classification of instream habitats. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **1**: 143-157.
- WARD J. V., TOCKNER K., ARSCOTT D. B., CLARET C., 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, **47**: 517-539.