

ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE

del CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

**CLASSIFICAZIONE ECOLOGICA E
CARATTERE LENTICO-LOTICO IN
FIUMI MEDITERRANEI**

Andrea Buffagni (*Ed.*)

Quaderni

122
(ISSN 0390-6329)

La riproduzione è autorizzata a condizione che venga citata la fonte

CNR-ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE, ROMA

Quaderni, 122

2004, n. 2 – II ed. aggiornata

Pubblicazione semestrale dell'Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (Aut. Trib. Roma n° 17228 del 14.4.1978)

Direttore responsabile: Roberto Passino

Direzione, Redazione e Amministrazione. Istituto di Ricerca sulle Acque, via Reno n° 1, 00198 Roma (tel. + 39 - 06 - 8841451; fax +39 - 06 - 8417861)

Redazione: Giulia Barbiero, Andrea Buffagni

Stampa:

- Impaginazione grafica: Stefania Erba, Christiana Vescera, Cinzia Guidi
- Centro stampa IRSA: Alberto Priori

Questa pubblicazione deve essere citata come:

Buffagni A. (Ed.), 2004. 'Classificazione ecologica e carattere lentico-lotico in fiumi mediterranei'. Roma (Italy), *Quad. Ist. Ric. Acque* 122, Roma (Italy), IRSA, 190 pp.

Per ulteriori informazioni: A. Buffagni, Istituto di Ricerca sulle Acque CNR-IRSA, Via della Mornera, 25 I-20047 Brugherio (MI), Italy - e-mail: buffagni@irsa.cnr.it

Distribuzione: Consiglio Nazionale delle Ricerche – Dip. Attività Internazionali – Servizio V - Pubblicazioni e Informazioni Scientifiche – Uff. Vendita, via S. Martino della Battaglia, 44 - 00185 Roma (tel.+39 - 06 - 49932308; fax +39 - 06 - 49933255).

PRESENTAZIONE

Nello scenario ambientale europeo, l'approvazione della Direttiva Quadro sulle Acque rappresenta un passo avanti importante per la tutela e la gestione dei corpi idrici, delineando inoltre un quadro normativo comune di riferimento.

La presenza, in Italia, di una normativa preesistente in materia, il D.L.vo 152/99, richiede che i metodi attualmente in uso e le finalità di gestione e monitoraggio dei corpi idrici vengano verificati ed eventualmente adeguati alle nuove norme europee.

Tale operazione si preannuncia in particolare complessa per quelle situazioni che più si discostano da una condizione 'media' europea, che ha ispirato la stesura della Direttiva stessa. Perciò, gli ambienti acquatici mediterranei, con le variazioni climatiche e idrologiche estreme a cui sono sottoposti, richiedono una particolare attenzione.

Il presente Quaderno è quindi dedicato allo studio di alcuni aspetti scientifici di rilievo che possono fortemente influenzare gli esiti dell'applicazione pratica della normativa ambientale, soprattutto nei fiumi mediterranei. In particolare, sarà considerata l'influenza che il carattere lenticolo-tico di un sito fluviale può avere sulle comunità di invertebrati macrobentonici, gruppo guida per la classificazione ecologica di qualità dei nostri fiumi.

*Prof. Roberto Passino
Direttore Istituto di Ricerca sulle Acque*

Roma, dicembre 2004

INDICE

Sommario	XII
1 Caratteristiche dei fiumi mediterranei, habitat acquatici e comunità di invertebrati bentonici (Buffagni A., Bardazza B., Erba S., Pettine M.)	1
1.1 Introduzione	1
1.2 Corpi idrici a regime torrentizio e biocenosi acquatiche	5
1.3 Invertebrati bentonici e habitat idraulici in corsi d'acqua mediterranei	3
1.4 Scopo del presente Quaderno	11
Bibliografia	12
2 Monitoraggio biologico e classificazione di qualità dei fiumi mediterranei: i quadri italiano ed europeo di riferimento (Buffagni A., Pagnotta R., Erba S.)	17
2.1 Introduzione	17
2.2 Il monitoraggio dei corsi d'acqua in Italia: il D.L.vo 152/99	20
2.2.1 Integrazione dei dati biologici e chimici nella classificazione dei siti fluviali	21
2.3 Il monitoraggio delle acque superficiali in Europa: obiettivi e richieste della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD)	22
2.3.1 Direttiva Quadro sulle Acque e finalità di monitoraggio	25
2.3.2 Gli elementi di qualità nel monitoraggio delle acque superficiali secondo la WFD	27
2.4 Cenni ai metodi di monitoraggio basati sullo studio dei macroinvertebrati acquatici attualmente in uso	30
2.5 Metodi e possibili approcci per i corsi d'acqua mediterranei	33
2.6 Considerazioni conclusive	34
Bibliografia	37
3 Aspetti Idromorfologici e carattere lenticolo-tico dei fiumi mediterranei: River Habitat Survey e descrittore LRD (Buffagni A., Erba S., Armanini D., De Martini D., Somaré S.)	41
3.1 Introduzione e obiettivi del lavoro	42
3.2 Il River Habitat Survey (RHS)	44
3.4 Habitat Modification Score (HMS)	46
3.5 HQA (Habitat Quality Assessment)	46

3.6 I flow types: uno strumento per caratterizzare l'habitat idraulico a livello locale	47
3.7 Il descrittore LRD: Lentic-lotic River Descriptor	51
3.7.1 Canale primario	52
3.7.2 Canale secondario	56
3.7.3 Caratteristiche rilevate durante lo Sweep-up	56
3.7.4 Calcolo del punteggio LRD del sito	57
3.8 Considerazioni conclusive	60
Bibliografia	62
4 Campionamento e metodi per la quantificazione del grado di Lenticità-Loticità delle biocenosi acquatiche (Erba S, Cazzola M., Somaré S., Buffagni A.)	65
4.1 Introduzione	65
4.2 Caratterizzazione chimico-fisica delle acque	66
4.2.1 Parametri fisici	66
4.2.2 Parametri chimici	68
4.3 Aspetti di qualità generale dei siti studiati	68
4.3.1 IFF (Indice di Funzionalità Fluviale)	68
4.4 Campionamento e identificazione dei taxa bentonici	69
4.4.1 Il campionamento AQEM	69
4.4.2 Il campionamento IBE	70
4.4.3 Identificazione degli organismi bentonici	70
4.5 Comunità macrobentoniche – Indici biotici applicati	71
4.5.1 L'indice IBE (Indice Biotico Estesio)	71
4.5.2 ASPT (Average Score per Taxon) e BMWP (Biological Monitoring Working Party score)	71
4.5.3 L'indice LIFE e il carattere lentic-lotico delle comunità macrobentoniche	71
4.6 Conclusioni	75
Bibliografia	77
5 Criteri di selezione e caratterizzazione idromorfologica e chimico-fisica delle aree di studio e dei siti di indagine nell'Italia appenninica e in Sardegna (Erba S, Balestrini R., Cazzola M., Casalegno C., Buffagni A.)	81
5.1 Scelta dei siti	81
5.2 Definizione delle condizioni di riferimento	83
5.3 Obiettivi	85
5.4 Aree e siti AQEM	87
5.5 Aree e siti STAR	92
5.6 Aree e siti in Sardegna	96

5.7 Conclusioni generali	102
Bibliografia	102
6 Caratterizzazione delle pressioni agenti su tipici bacini fluviali mediterranei: alcuni esempi in Sardegna (Casula R., Coni M., Diliberto L., Sanna A., Botti P.)	105
6.1 Descrizione delle aree di studio in Sardegna: i bacini del Fiume Mulargia e dello Stagno del Tortoli	105
6.2. Il bacino del fiume Mulargia	106
6.2.1 Inquadramento generale del bacino del rio Mulargia	106
6.2.2 Inquadramento geomorfologico ed idrologico	108
6.2.3 Uso del suolo	109
6.2.4 Attività zootecnica	109
6.2.5 Attività agricola	110
6.2.6 Attività industriali	110
6.2.7 Scarichi puntuali civili e industriali	110
6.2.8 Valutazione sperimentale dei carichi di nutrienti e dei solidi sospesi veicolati dal rio Mulargia nella diga del Mulargia	111
6.3 Il bacino dello Stagno di Tortoli	114
6.3.1 Inquadramento del bacino idrografico	114
6.3.2 Idrologia	114
6.3.3 Le risorse idriche sotterranee	116
6.3.4 Il sistema idrico	116
6.3.5 Sistema fognario e depurativo	117
6.3.6 La popolazione residente e gravante nel bacino idrografico	118
6.3.7 L'attività agricola e gli allevamenti	119
6.3.8 Attività industriali	120
6.3.9 Carico di nutrienti	121
6.4 Il Rio Leni	124
Bibliografia	126

7	Carattere lenticoloitico dei fiumi mediterranei e struttura delle comunità macrobentoniche: un esempio di discontinuità biocenotica? (Buffagni A., Erba S.)	129
7.1	Carattere lenticoloitico, instabilità idrologica e qualità ecologica dei fiumi	130
7.2	Definizione dei gradienti e delle discontinuità biocenotiche	131
7.2.1	Ordinamento dei siti in base alla composizione delle comunità macrobentoniche e loro classificazione di qualità	131
7.2.2	Classificazione dei siti in base alla composizione delle comunità macrobentoniche – Analisi TWINSPAN	132
7.3	Risultati	133
7.3.1	Gruppi biocenotici e loro interpretazione in chiave di lenticità/loticità.	133
7.3.2	Relazione tra gruppi biocenotici, indici biologici e macrodescrittori	140
7.4	Fiumi mediterranei e carattere lenticoloitico	147
7.5	Conclusioni	149
	Bibliografia	152
8	Carattere lenticoloitico dei fiumi mediterranei e classificazione biologica di qualità (Buffagni A., Erba S., Pagnotta R.)	155
8.1	Introduzione	156
8.2	Relazione tra indici biologici e descrittori abiotici	157
8.3	Implicazioni sui metodi in uso per il D. L.vo 152/99	161
8.4	Cenni sulla Stagionalità	165
8.5	Sintesi e potenziali ricadute in termini di monitoraggio	167
8.6	Conclusioni generali e implicazioni per il biomonitoraggio nei fiumi mediterranei	168
	Bibliografia	172

**ECOLOGICAL CLASSIFICATION AND LENTIC-LOTIC CHARACTER
IN MEDITERRANEAN RIVERS**

INDEX

Summary	XIII
1 Habitat features and aquatic invertebrate communities in Mediterranean rivers	1
1.1 Introduction	1
1.2 Aquatic communities in highly dynamic rivers	3
1.3 Aquatic invertebrates and hydraulic habitats in Mediterranean rivers	5
1.4 Aims of the <i>Quaderno</i>	11
References	12
2 Biological monitoring and ecological classification of rivers: the Italian and European normative reference	17
2.1 Introduction	17
2.2 River monitoring in Italy: the Decree D.L.vo 152/99	20
2.3 River monitoring in Europe: aims and requirements of the Water Framework Directive	22
2.4 Current monitoring methods based on invertebrates	30
2.5 Possible approaches and methods for Mediterranean rivers	33
2.6 General conclusions	34
References	37
3 Hydromorphology and the lentic-lotic character of Mediterranean rivers: River Habitat Survey and LRD descriptor	41
3.1 Introduction and aims of the paper	42
3.2 The River Habitat Survey (RHS) protocol	44
3.3 The South European version of the RHS	44
3.4 The Habitat Modification Score (HMS)	46
3.5 The Habitat Quality Assessment score (HQA)	46
3.6 The flow types concept	47
3.7 The LRD descriptor: Lentic-lotic River Descriptor	51
3.8 Conclusions	60
References	62

4	Sampling methods and methods to assess the lentic-lotic character of aquatic invertebrate communities	65
4.1	Introduction	65
4.2	Physico-chemical features	66
4.3	General degradation	68
4.4	Sampling and identification of aquatic invertebrates	69
4.5	Aquatic invertebrates - Biotic indices	71
4.6	Conclusions	75
	References	77
5	Selection criteria, hydro-morphological and physio-chemical characterization of study areas and sites in the Italian Apennines and Sardinia	81
5.1	Sites selection	81
5.2	The reference conditions approach	83
5.3	Objectives	85
5.4	AQEM sites and areas	87
5.5	STAR sites and areas	92
5.6	Sites and areas in Sardinia	96
5.7	General conclusion	102
	References	102
6	Pressure analysis for typical Mediterranean river catchments: some examples from Sardinia	105
6.1	General catchment description	105
6.2	The Mulargia catchment	106
6.3	The Tortoli catchment	114
6.4	The Leni river	124
	References	126
7	The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and the structure of invertebrate communities: an example of biological discontinuity?	129
7.1	River habitats and hydrological instability	130
7.2	Multivariate analysis in the definition of ecological gradients	131
7.3	Results	133
7.4	Mediterranean rivers and lentic-lotic character	147
7.5	Conclusion	149
	References	152

8 Lentic-lotic character of Mediterranean rivers and biological quality classification	155
8.1 Introduction	156
8.2 Relationships between biological indices and abiotic descriptors	157
8.3 Practical implications of current methods	161
8.4 Notes on seasonality	165
8.5 Summary and potential results for biomonitoring	167
8.6 General conclusions on monitoring in Mediterranean rivers	168
References	172

**CLASSIFICAZIONE ECOLOGICA E CARATTERE LENTICO-LOTICO
IN FIUMI MEDITERRANEI**A. Buffagni (*Ed.*)¹**Sommario**

Nel presente studio viene affrontata la problematica relativa alla definizione della qualità ecologica, basata sullo studio della componente degli invertebrati bentonici, nei corsi d'acqua mediterranei. Tali fiumi risultano caratterizzati da ampie escursioni nel regime idrologico che hanno un'importanza fondamentale sia per i processi fisico-chimici sia per quelli biologici. Nel quadro normativo italiano, i metodi attualmente in uso per la valutazione della qualità ecologica (e.g. IBE) possono non risultare adeguati nei fiumi mediterranei. L'obiettivo principale del quaderno è quello di valutare come il carattere lentico-lotico dei siti possa influire sulla definizione dello stato di qualità ambientale.

Le indagini sono state svolte principalmente in area appenninica e in Sardegna. Sono stati quantificati i principali fattori abiotici agenti sulle comunità biologiche (e.g. macrocostituenti, elementi idromorfologici). Per una caratterizzazione dell'idromorfologia dei siti analizzati, in linea con la normativa europea, è stato applicato il metodo del River Habitat Survey (RHS) adattato ai fiumi Sud europei. La struttura della comunità bentonica è stata analizzata tramite analisi multivariata, dopo avere selezionato i siti che presentano uno stato di buona o elevata qualità dell'acqua. Tramite analisi TWINSPAN, sono state evidenziate le discontinuità tra comunità di invertebrati acquatici, che corrispondono a condizioni ambientali con caratteristiche di lenticità-loticità differenti. Sono state analizzate e descritte la variabilità di alcuni fra i principali parametri abiotici di supporto all'interpretazione del dato biologico e la risposta di alcune metriche biologiche tra i gruppi identificati dall'analisi. In questo contesto, si è evidenziato come la naturale variabilità delle comunità, legata al carattere idrologico del sito, possa essere confusa con gli effetti dovuti all'impatto antropico. Emerge quindi l'esigenza di sviluppare sistemi specifici per la valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua mediterranei, soprattutto per giungere ad una corretta implementazione della Direttiva Quadro europea sulle Acque.

¹ Il volume è stato realizzato in collaborazione tra l'Istituto di Ricerca sulle Acque – CNR Sezione di Brugherio (MI) e Roma, l'Hydrocontrol (Cagliari) e l'Ente Autonomo Flumendosa (Cagliari)

ECOLOGICAL CLASSIFICATION AND LENTIC-LOTIC CHARACTER IN MEDITERRANEAN RIVERS

A. Buffagni (*Ed.*)²

Summary

The scientific hotspots for the definition of the ecological quality of Mediterranean rivers are considered in regard to aquatic invertebrate communities. In this geographical area, rivers are characterized by a high variability of discharge. This variability has a strong influence on both abiotic and biotic processes. In the context of Italian legislation, current methods (e.g. IBE) may not be adequate to assess the ecological quality of Mediterranean rivers. The main objective of this Quaderno is to quantify the level of influence exerted by the lentic-lotic character of river sites on the evaluation of the biological attributes used in assessing ecological status for the European Water Framework Directive.

The results presented here refer to rivers located in the Italian Apennines and Sardinia. The main factors acting on the biological communities were quantified (e.g. physio-chemical parameters, hydromorphology, general degradation). For the purposes of hydromorphological characterization, as required by the WFD, the Southern European version of the River Habitat Survey (RHS) was applied. Multivariate analyses were run to establish any major discontinuities in the biological community across stream types and areas, which resulted in a correspondence with the lentic-lotic character of the sites. The variability of the main abiotic variables and biotic metrics among the groups identified by TWINSpan, was analyzed. The results clearly show how natural variability, linked to local hydraulic conditions, can be confused with the effect of anthropic stress on invertebrate communities. In general terms, the research emphasizes the need for developing specific assessment systems which fulfil WFD requirements for the evaluation of the ecological quality of Mediterranean rivers.

² The volume is a result of the collaboration between Water Research Institute – CNR, Section of Brugherio (MI) and Rome (Italy), Hydrocontrol (Cagliari, Italy) and Ente Autonomo Flumendosa (Cagliari, Italy)

1 - CARATTERISTICHE DEI FIUMI MEDITERRANEI, HABITAT ACQUATICI E COMUNITÀ DI INVERTEBRATI BENTONICI

Buffagni A.¹, Bardazza B.¹, Erba S.¹, Pettine M.²

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (MI) Italy

²CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via Reno 1, 00198 Roma

e-mail: buffagni@irsa.cnr.it; erba@irsa.cnr.it

Riassunto

I fiumi mediterranei, contrassegnati da forti variazioni di portata, con il manifestarsi di periodi di magra estrema e di piene imponenti, si caratterizzano come ambienti altamente complessi. Le biocenosi acquatiche che li colonizzano devono far fronte ad una molteplicità di fattori di stress, che vengono qui brevemente riassunti. Alcune delle caratteristiche idrologiche e idrauliche importanti per le comunità bentoniche in termini di habitat sono elencate e discusse, nella prospettiva più ampia dello sviluppo di metodi di valutazione della qualità ecologica per l'applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque. Infine, vengono esposti gli obiettivi a carattere generale del presente Quaderno.

Summary

Mediterranean rivers show strong discharge variation, resulting in periods of harsh drought or extreme flooding, making their ecosystems highly complex. Aquatic communities inhabiting these rivers have to deal with a number of important stress factors. The primary factors are briefly summarized here with particular reference to their hydraulic and hydrologic aspects. The consequences of the resulting constraints on river habitat and the macroinvertebrate community are also discussed, with particular reference to the imminent development of implementation methods for the Water Framework Directive. Lastly, the general aims of the Quaderno are presented.

1.1 - Introduzione

La EU Water Framework Directive (Direttiva 2000/60/EC - Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy: E.C., 2000), ufficialmente approvata nell'ottobre 2000 e attualmente in fase di recepimento in Italia, definisce una serie di azioni necessarie per la classificazione e la gestione dei corpi idrici. L'applicazione della Direttiva richiede un adeguamento dei vari

Paesi Membri che dovranno modificare in tutto o in parte i sistemi di classificazione attualmente in uso per adeguarli alle nuove necessità. Pertanto, sia a livello comunitario che a livello dei singoli Paesi, sono stati predisposti progetti atti a facilitare l'adeguamento e l'armonizzazione delle procedure di classificazione. L'attività di ricerca di CNR-IRSA in tale ambito si è realizzata, tra altre iniziative, nella partecipazione ai progetti AQEM (*"The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers through Europe using Benthic Macroinvertebrates"* – E.U. contract number: EVK1-CT 1999-00027) e STAR (*"Standardisation of River Classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive"* – E.U. Contract number: EVK1-CT 2001-00089). Entrambi i progetti sono stati co-finanziati dalla Commissione Europea nell'ambito del 5° Programma Quadro.

In particolare, il Progetto E.U. AQEM (anni 2000/2002; www.aqem.de) ha avuto come obiettivo primario quello di mettere a punto una metodologia per la valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua, basata sui macroinvertebrati bentonici, che soddisfacesse le richieste espresse dalla Direttiva Europea sulle Acque. I presupposti su cui si è fondato lo sviluppo della metodologia, in accordo con le richieste delle WFD, sono stati - tra altri - quelli di tipologia fluviale e confronto fra comunità di siti *reference* e di siti alterati. In Italia, le attività di tale progetto hanno consentito di sviluppare alcuni moduli di un sistema di *assessment* in linea con le richieste della WFD per vari tipi fluviali, alcuni dei quali in area Appenninica, altri in area Padana.

Il Progetto E.U. STAR (anni 2002/5; www.eu-star.at), che rappresenta una naturale prosecuzione del precedente progetto, intende estendere le ricerche di cui sopra ad altre componenti ecologiche (oltre agli invertebrati acquatici, macrofite, diatomee, pesci e fasce riparie). Inoltre, tale progetto ha posto grande attenzione alla standardizzazione dei metodi su scala europea ponendosi sempre quale obiettivo principale la realizzazione e la corretta applicazione delle richieste della WFD. Per quanto riguarda quest'ultimo punto, al fine di garantire un buon coordinamento delle attività, STAR vede la partecipazione diretta del CEN (*European Committee for Standardization*).

Durante lo svolgimento dei due progetti, si è ritenuto opportuno sviluppare alcuni settori paralleli di indagine, non previsti tra le attività formali, che vorrebbero garantire un più proficuo utilizzo dei risultati prodotti e, in particolare, di sviluppare tematiche tipicamente legate all'area mediterranea. A tal fine, si è dato inizio ad un'attività di collaborazione tra vari Paesi Sud Europei (SE WG). In termini generali, il SE WG lavora per lo studio e la messa a punto di metodi biologici in corsi d'acqua Mediterranei soggetti a forti variazioni di portata e/o a

periodi di asciutta. Tale problematica può essere considerata centrale per l'Italia, date le crescenti necessità di ottimizzare lo studio e l'uso della risorsa acqua in uno scenario in rapido cambiamento, anche per effetto dei cambiamenti climatici.

La generalizzazione di risultati ecologici relativi a corsi d'acqua mediterranei richiede che venga considerato un ampio gradiente geografico, tale da rappresentare in modo completo le variabili che su larga scala più influenzano le comunità acquatiche (e.g. precipitazioni, temperatura, geologia, etc.) (Skoulidakis *et al.*, 2004). Nei fiumi mediterranei, le elevate variazioni di portata, unite agli importanti eventi di piena - spesso scarsamente prevedibili - hanno un'importanza fondamentale nel determinare la struttura e il funzionamento degli ecosistemi fluviali (Graca & Coimbra, 1998). Tali elementi, modellando le comunità acquatiche, hanno una grossa influenza anche sul corretto funzionamento dei sistemi di *assessment*, che richiedono quindi adattamenti e verifiche specifici (Morais *et al.*, 2004).

Il presente lavoro - con i successivi inclusi in questo Quaderno - costituisce un contributo in tale scenario.

1.2 - Corpi idrici a regime torrentizio e biocenosi acquatiche

Il clima mediterraneo è caratterizzato da inverni temperati e piovosi e da estati da calde a molto calde e secche, con forte irraggiamento solare e alti tassi di evaporazione. Si tratta di un clima in cui la piovosità in inverno è circa tre volte quella estiva. Tale contrasto stagionale è più pronunciato nelle aree meridionali e orientali della regione mediterranea, ove la maggior parte delle piogge annuali possono riversarsi in modo incessante in pochi giorni (Zalidis *et al.*, 2002).

Tipicamente, in tale area i fiumi presentano spesso periodi di forte magra o di asciutta. A ciò si aggiungono i recenti cambiamenti climatici che hanno ulteriormente influenzato i fiumi mediterranei che, già caratterizzati da regime idrologico irregolare, tendono a presentare periodi di forte magra o secca sempre più frequenti, con inevitabili ripercussioni sugli ecosistemi acquatici. Nelle regioni aride o semi-aride alcuni fiumi possono presentare un flusso perenne e costante, mentre altri possono invece essere soggetti a interruzioni nel flusso d'acqua che si protraggono per periodi indefiniti.

È possibile distinguere tra fiumi a regime idrologico irregolare, fiumi "temporanei" o "intermittenti", con una portata discontinua a seconda delle stagioni, e fiumi "effimeri" o "episodici", che fluiscono solo dopo periodi improvvisi di intensa precipitazione (Boulton, 1989). Matthews (1998) definisce fiumi intermittenti quelli che possiedono un costante scorrimento per il 20-80% dell'anno e fiumi effimeri quelli il cui flusso è presente per meno del 20% dell'anno, risultando per lo più in secca o sotto forma di una successione di pozze

isolate (*pool*). Secondo Brown (1997), un fiume che veda la presenza costante d'acqua ma non mostri sempre la presenza di acqua corrente può essere definito intermittente. Nelle regioni aride e semiaride, i fiumi effimeri coprono a grandi linee un terzo della superficie terrestre, facendone uno dei più comuni e ancora poco conosciuti ecosistemi fluviali (Jacobson *et al.*, 2000). In fiumi di questo tipo è possibile individuare una sequenza di tipi di flusso, corrispondenti a periodi temporali più o meno ripetuti negli anni, che si alterna in maniera ciclica: “*pre-flow*”, “*early flow*”, “*main flow*”, “*diminishing flow*” e “*post-flow*” (Boulton e Lake, 1990).

Le ampie fluttuazioni ambientali caratteristiche dei sistemi acquatici temporanei o altamente variabili in termini di portata costringono il biota a rimanere all'interno di un ampio *range* di condizioni fisico-chimiche (Fahd *et al.*, 2000). È ben noto che la speciale situazione idrologica dei fiumi temporanei, che presentano un ambiente fisicamente severo, ha una grande influenza sui processi abiotici e sulle condizioni degli habitat per gli organismi acquatici (Meyer & Meyer, 2000).

La variabilità del flusso è stata identificata come uno dei maggiori parametri che influenzano i fattori biotici e abiotici che regolano la comunità lotica. I disturbi fisici possono quindi essere dei determinanti importanti della struttura delle comunità presenti (Pires *et al.*, 2000).

Nella Penisola Iberica, ad esempio, le condizioni climatiche risultano in regimi fluviali altamente stagionali, specialmente nel sud di Portogallo e Spagna. Molti fiumi che scorrono in inverno e primavera, sono asciutti o ridotti a *pool* in estate. Tali periodi di basso flusso sono risultati essere uno dei più importanti fattori in grado di influenzare, ad esempio, la struttura delle comunità ittiche presenti (Pires *et al.*, 2000). Il fiume Guadiana, in Portogallo, presenta un regime idrologico irregolare con periodi di piena e secca molto severi a cui si aggiunge una crescente pressione dovuta alla sottrazione delle risorse idriche. Il periodo di pioggia intercorre principalmente tra Novembre e Marzo, decresce in estate fino a quando cessa, momento in cui alcune parti del fiume diventano *pool* isolate. Ciò porta, in tali punti, ad una intensa aggregazione di pesci che competono per il cibo e lo spazio (Pires *et al.*, 2000). *Pool* temporanee stagionalmente inondate sono ecosistemi caratteristici delle regioni con clima Mediterraneo (in Europa, Australia, California, Sud America e Sud Africa). Inoltre, il Marocco, ad esempio, è ricco di *pool* temporanee e tali ecosistemi hanno uno spiccato interesse biologico ed ecologico per la grande quantità di specie rare di animali e vegetali che ospitano (Rhazi *et al.*, 2001). Le variazioni nelle condizioni fisiche e chimiche, maggiormente accentuate rispetto ai fiumi permanenti, possono essere importanti nel determinare anche la struttura e la composizione delle comunità macrobentoniche (Boulton & Lake, 1990). Numerosi studi mostrano ampie

differenze nella comunità macrobentonica tra i fiumi temporanei e quelli permanenti (e.g. Meyer & Meyer, 2000). Sebbene vi sia stata, fino ad oggi, una scarsa attenzione per i corsi d'acqua temporanei determinata dal fatto che questi fiumi possono più difficilmente essere utilizzati per la pesca, ricreazione, prelievo d'acqua per l'agricoltura o altri usi (Schwartz & Jenkins, 2000), l'interesse per gli habitat temporanei o semi-permanenti sta crescendo sempre più. La loro importanza per la conservazione delle risorse naturali e per la tutela della qualità degli ecosistemi appare chiara, anche semplicemente considerando che i corsi d'acqua temporanei costituiscono una percentuale tutt'altro che trascurabile dei fiumi delle regioni mediterranee.

1.3 - Invertebrati bentonici e habitat idraulici in corsi d'acqua mediterranei

L'habitat di un organismo acquatico viene influenzato dalle condizioni idrauliche e morfologiche del fiume in quanto sono queste stesse condizioni a definirne gli habitat fisici (Statzner & Highler, 1986). Per esempio, l'interazione tra flusso e sedimento determina la variazione di parametri che caratterizzano l'habitat (produzione di nutrienti, scambio gassoso, stress erosivo, etc.) creando una notevole varietà di combinazioni che supportano le interazioni all'interno del biota fluviale (e.g. Statzner et al., 1988; Poff & Ward, 1989). Per questo motivo brusche variazioni dei parametri idraulici o strutturali di un fiume, come il rapporto tra l'unità di *pool* e quella di *riffle*, possono influenzare la composizione della comunità stessa, portando a nuove associazioni di specie (Singh & Broeren, 1989).

Alcuni studi volti a delineare il rapporto esistente tra distribuzione di macroinvertebrati e condizioni idrauliche sono stati effettuati mantenendo distinte le unità di *pool* e di *riffle* (Huryn & Wallace, 1987; Barmuta, 1989; Brussock & Brown, 1991). Altri studi, invece, hanno cercato di giungere a classificazioni di habitat differenti da quelle tradizionali che consentano di descrivere la distribuzione dei macroinvertebrati in modo semplice. Alcuni di questi studi, per esempio, si sono concentrati sull'individuazione, all'interno del sistema fluviale, di unità di habitat definite da caratteristiche idrauliche facili da riconoscere 'a vista' (Jowett, 1993; Wadeson *et al.*, 1994). Tali unità vengono definite "biotopi fisici" e, oltre a fornire una classificazione descrittiva della struttura di un fiume (Padmore, 1998), possono essere associate ad una ben definita struttura della comunità macrobentonica.

Tra i "biotopi fisici" ci sono quelli che vengono identificati dal *flow type* dominante (Buffagni *et al.*, 2004). Il *flow type*, a sua volta, è definito sulla base della turbolenza e della velocità di corrente ad esso associate, dal modo in cui si

presenta la superficie dell'acqua e dalla direzione del flusso (Raven *et al.*, 1997). I biotopi fisici sono importanti perché, relazionati a portata e tipo di canale di un fiume, consentono di individuare un metodo per classificare la struttura fisica dei corsi d'acqua valido su un ampio *range* di scale, sia spaziali che temporali. Inoltre, la relazione tra biotipi e caratteristiche idrologiche e morfologiche di un fiume è considerato uno dei fattori più importanti nel determinare la qualità di un ecosistema (Padmore, *op. cit.*).

Schwartz & Jenkins (2000) definiscono sistemi acquatici temporanei quelli in cui l'intero habitat varia dall'essere disponibile al non essere disponibile per gli organismi acquatici per una durata tale da influire sull'intero biota. Questa definizione di "disponibilità" è da vedersi sotto due aspetti. In primo luogo, disponibilità riferita in modo specifico alla presenza dell'acqua, rendendo gli habitat da idonei a non idonei per gli organismi acquatici. In secondo luogo, la caratteristica che meglio definisce la disponibilità è la componente temporale. Gli habitat temporanei spesso non presentano acqua per lunghi periodi, anche di un anno o più. In tal caso, gli organismi acquatici devono o disperdersi in altri habitat o rimanere dormienti fino a quando le condizioni non permettono la ripresa delle loro attività vitali.

Nei fiumi intermittenti o a forte variazione di portata, un modello di struttura e di organizzazione di una comunità di macroinvertebrati deve comprendere variabili fisico-chimiche (Boulton & Lake, 1992a; 1992b), effetti di disturbo quali magre o piene e le evidenti variazioni stagionali. Inoltre, devono essere prese in considerazione le differenze a livello di habitat e le interazioni biotiche come la competizione e la predazione, che possono raggiungere livelli critici in periodi di bassa portata. Di norma, nei fiumi temporanei le condizioni ambientali sono altamente variabili durante tutto l'anno. Ciò implica ampi limiti di tolleranza per molti dei taxa presenti in modo stabile nel fiume e per alcune delle specie occasionalmente presenti. Spesso, in tali ambienti e nelle stagioni critiche, Eterotteri e Coleotteri costituiscono una parte preponderante della comunità dei macroinvertebrati, in quanto sono in grado di abbandonare l'habitat in cui risiedono quando le condizioni di disponibilità d'acqua tendono scendere sotto livelli critici.

La relazione esistente tra eventi di secca e comunità macrobentonica è stata oggetto di studio soprattutto negli ultimi anni, probabilmente perché questo è un fenomeno che si sta diffondendo velocemente, sia per ragioni legate alle variazioni climatiche sia per l'aumento di richieste idriche. Una secca può essere intesa come un non sempre prevedibile periodo di basso flusso solitamente caratterizzato da durata e intensità inusuali (Humphries *et al.*, 2003). Essa può essere considerata una perturbazione e, in quanto tale, consiste di due eventi consequenziali: il primo è la messa in atto del disturbo - tra le quali l'impatto

sull'ecosistema in termini generali legato alla diminuzione della quantità di acqua disponibile - e il secondo è la risposta che il biota fluviale dà al disturbo stesso. La comunità biotica è generalmente in grado di fornire due principali tipi di risposte ad un dato disturbo. La prima consiste nell'eventuale capacità di far fronte all'evento senza subire importanti alterazioni (resistenza) e la seconda nella sua capacità di ricostituire le condizioni iniziali in seguito a una fase di disturbo (resilienza) (Lake, 2000).

In termini generali, esistono due principali tipi di secca. La prima, definita "stagionale", si mostra prevedibile e periodica e può essere considerata, in definitiva, l'estremo di un regime idrico tipico di un dato ambiente fluviale. Per questo motivo si può pensare che la comunità di questi stessi fiumi non percepisca una secca stagionale come disturbo (Boulton, 2003), in quanto probabilmente essa ha evoluto nel tempo degli adattamenti - tra i quali cicli biologici peculiari o l'uso di particolari rifugi - che gli consentono di superare la secca stessa (Yount & Niemi, 1990; Matthews, 1998; Humphries *et al.*, 1999). Il secondo tipo di secca, che può essere definito "sopra-stagionale", è solitamente associato a: maggiore durata temporale, relativa imprevedibilità, non è legato ad una stagione specifica, è spesso associato a un declino globale delle precipitazioni e della disponibilità d'acqua (Lake, 2003). La risposta data dalla comunità macrobentonica a questi eventi è generalmente caratterizzata da resistenza da bassa a moderata e da resilienza variabile, entrambe specifiche del gruppo tassonomico, se non della specie (e.g. Boulton & Lake, 1992a,b; Wood & Petts, 1994; 1999; Matthews, 1998; Caruso, 2002; Boulton, *op. cit.*), a dimostrazione del prevalente carattere di imprevedibilità che non ha permesso lo sviluppo di adattamenti da parte di tutti i taxa presenti.

L'effetto che una secca ha su di un corso idrico può essere molto evidente. In primo luogo, essa induce un rapido declino del flusso d'acqua all'interno dell'alveo, fatto che determina la rottura della connettività idrologica propria di un fiume. Quest'ultima è normalmente considerata su tre assi principali (Ward, 1989; Pringle, 2001): l'asse longitudinale, che consente il trasporto di sostanze disciolte e sospese e di organismi da monte a valle (e, in misura minore, viceversa), l'asse laterale, che connette il fiume con la fascia riparia e con la sua piana di esondazione e, infine, l'asse verticale, che connette l'acqua superficiale con la zona iporreica e con il letto sotterraneo. Il primo asse ad essere interrotto è quello laterale. Ciò determina, per esempio, la perdita di habitat caratteristici delle aree marginali (Stanley, *et al.*, 1997) e della connessione con la fascia riparia e la diminuzione della eterogeneità del flusso. Ciò comporta il graduale sopravvento di habitat lenticì e la creazione di nuovi habitat che tenderanno a favorire, all'interno della comunità, le specie resistenti o opportuniste. Successivamente, si verifica anche la rottura dell'asse longitudinale che determina la scomparsa delle

zone erosive, come i *riffles* e i *runs*, riducendo il corso d'acqua ad una serie frammentata di *pools* (Boulton & Lake, 1990; Stanley *et al.*, 1997; Matthews, 1998; Magoulick & Kobza, 2003). La diminuzione e la cessazione del flusso comportano che il sedimento fine si depositi (Everard, 1996; Wright & Symes, 1999), il detrito e i nutrienti si accumulino in aree superficiali e le sostanze tossiche e nocive non vengano più diluite e allontanate. Tutto ciò determina, a livello della comunità macrobentonica, la quasi istantanea scomparsa dei taxa reofili a causa del rapido declino dell'ossigeno disciolto (Tramer, 1977; Stanley *et al.*, 1997; Labbe & Fausch, 2000; Mol *et al.*, 2000; Golladay *et al.*, 2002; Boulton, 2003) e la scomparsa dei taxa esigenti rispetto alla temperatura, il cui valore inizia a incrementare. A questi effetti diretti vanno poi aggiunti quelli indiretti, generati dalla perdita di volume d'acqua, la quale influenza la qualità dell'acqua e la disponibilità delle risorse. Tutto ciò può determinare nella popolazione una diminuzione di densità, di ricchezza in specie e un'alterazione dei cicli biologici; inoltre, la frammentazione delle *pools* può determinare l'insorgere di divergenze nella struttura delle comunità in esse presenti (Power *et al.*, 1985; Meyerhoff & Lind, 1987; Stanley *et al.*, 1997).

L'unico asse a non venire – di norma - del tutto interrotto da un evento di secca è quello verticale, soprattutto nei fiumi caratterizzati da letti porosi, con sabbia e rocce come substrato, dove le *pools* rimangono normalmente connesse con il flusso sotterraneo attraverso la zona iporreica. Proprio la zona iporreica viene considerata un rifugio chiave per i macroinvertebrati di superficie durante i periodi di secca, insieme agli interstizi saturati d'acqua che rimangono al di sotto del letto asciutto (Williams, 1987) e a tutte le zone del fiume che riescono a mantenere alto il tasso di umidità. Tra gli Efemeroteri e i Plecotteri, per esempio, gruppi normalmente indicati come tipici delle acque di superficie, sono riconoscibili varie specie che, all'occorrenza, riescono ad adattarsi a vivere nella zona iporreica (Dole-Olivier & Marmonier, 1992)

Una caratteristica che sembra molto utile per far fronte agli eventi di secca è, quindi, la capacità di cambiare habitat o di utilizzare dei rifugi tra quelli forniti dagli habitat che permangono nell'ambiente. Accanto a tale strategia c'è ne è una seconda legata al ciclo biologico. In effetti, alcuni Insetti acquatici posseggono cicli vitali molto complessi che consentono loro di resistere agli effetti delle secche. Molte specie tipiche di fiumi intermittenti o desertici, per esempio, possiedono cicli multivoltini con un numero di generazioni variabile e con generazioni che non dipendono dalle variabili stagionali (Peran *et al.*, 1999). Ciò consente a queste specie di costituire popolazioni all'interno delle quali sono sempre presenti tutti gli stadi di sviluppo, da quelli adulti, più resistenti, a quelli giovanili. Questa struttura facilita la sopravvivenza di alcuni individui, pionieri della successiva ricolonizzazione del letto fluviale. In aggiunta, le specie tipiche

di fiumi intermittenti a volte possiedono uova o stadi giovanili capaci di sopravvivere in condizioni di secca (Boulton, 1989; Miller & Golladay, 1996).

Gli eventi di secca non sono però gli unici eventi idrologici che possano perturbare il biota fluviale in area mediterranea. Anche l'estremo opposto, costituito da piene e inondazioni, può, infatti, influenzare fortemente la comunità macrobentonica. Una piena può essere intesa come un inaspettato e improvviso aumento del flusso d'acqua, dalla durata e intensità non prevedibili (Humphries *et al.*, 2003). Le conseguenze portate da una piena sulla connettività fluviale sono opposte a quelle determinate dalle secche. In effetti, le connessioni per tutti e tre gli assi invece di essere interrotte vengono amplificate (Lake, 2003). Ciò si traduce in aumenti della portata e della velocità di corrente che possono disturbare o comunque influenzare la comunità biotica. L'eccessivo incremento della velocità di corrente associato alle piene può risultare dannoso per il macrobentos sia in modo diretto, trascinandolo a valle, che per via indiretta, modificando l'ambiente fluviale. In effetti, le perturbazioni fisiche causate dalle piene possono sia modificare la composizione del substrato di un fiume (Palmer *et al.*, 1992), così come deteriorarne o modificare la qualità degli habitat (Mathooko, 2002). Quindi, anche l'incremento della frequenza delle piene si traduce nella variazione sia delle caratteristiche fisiche di un habitat sia del substrato. Per esempio, essa può determinare la diminuzione delle macrofite acquatiche e la relativa riduzione delle specie animali legate ad habitat vegetali. Inoltre, l'aumento delle inondazioni può causare l'incremento dei livelli di fosforo e cloro nelle aree di *backwater*, favorendo la colonizzazione da parte delle specie bentoniche tolleranti ed opportuniste. Importanti per la ricostituzione della comunità macrobentonica dopo il manifestarsi di questo tipo di perturbazione sono sia la migrazione dalle zone di rifugio utilizzate - siano la zona iporreica o habitat che offrono rifugio dallo stress idrico - verso le zone centrali del fiume, sia ricolonizzazioni da monte, sia la schiusa o la deposizione di uova da parte degli adulti sopravvissuti. Tutte queste caratteristiche vengono prese in considerazione dal modello concettuale degli "*species traits*", che si propone di caratterizzare i taxa sulla base di alcuni aspetti come, ad esempio, le loro strategie riproduttive (K o r strateghi), il tipo di ciclo biologico, il gruppo trofico cui appartengono, il tipo di cibo che sono in grado di assumere, etc. (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000).

L'elevata variabilità del regime idrologico che caratterizza i fiumi sud europei ha anche effetti indiretti sulle comunità biotiche attraverso le variazioni nel trasporto di sedimento e la mobilitazione di sostanze inquinanti.

Le variazioni di portata in un fiume hanno grande influenza sulla concentrazione degli elementi metallici trasportati. L'influenza è in particolare negativa per la concentrazione in fase disciolta e tende a far sì che le concentrazioni prima diminuiscano passando da condizioni di magra a condizioni

di morbida e poi, per aumenti ulteriori di portata, tendano a livellarsi. In alcuni casi si osserva anche la tendenza delle concentrazioni a risalire dopo una fase iniziale di diminuzione e livellamento.

Al contrario, per la generalità degli elementi, la concentrazione totale tende a diminuire per aumenti delle portate nel campo delle magre mentre al di sopra di certi livelli assumono un ruolo dominante i processi di runoff che si ripercuotono positivamente sui livelli di concentrazione totale.

Accanto, quindi, a processi ovvi di diluizione che portano ad una diminuzione delle concentrazioni possono riscontrarsi processi significativi di dilavamento che costituiscono una fonte di elementi, inquinanti e non, molto significativa.

Per altri composti inorganici o organici ci si può aspettare un comportamento analogo a quello dei metalli se i processi di adsorbimento hanno un peso nel controllare la distribuzione tra fase disciolta e fase particolata e se una fonte significativa dell'inquinante proviene dal bacino drenante.

È infatti ovvio che nel caso di fonti puntuali direttamente sversate nel corpo idrico l'influenza di aumenti della portata non può che essere negativa sulle concentrazioni sversate, determinando una diluizione dello scarico.

Alla luce del comportamento descritto, i dati sperimentali di concentrazione disciolta sono spesso interpolati con funzioni del tipo

$$\begin{aligned} Me_d &= a + b/Q \\ Me_d &= a + b/Q^2 \end{aligned}$$

mentre quelli di concentrazione totali, e per alcuni elementi anche quelli di concentrazione disciolta, con una funzione del tipo

$$Me_{d,T} = a + b/Q + cQ$$

che contiene, oltre ad un termine inversamente proporzionale alla portata, anche un termine direttamente proporzionale alla portata che tiene conto dell'influenza positiva dei processi di runoff.

Parallelamente ad una influenza significativa sulle concentrazioni degli inquinanti si ha anche un'influenza significativa sul trasporto di materiale in sospensione. Questo tende in particolare ad aumentare quando le portate passano da condizioni di morbida a condizioni di piena per il peso significativo che assumono in questo caso i processi di runoff, in particolare nei primi periodi della piena. Un aumento significativo del trasporto solido si ha anche quando le portate pur rimanendo nel campo delle magre registrano una brusca variazione, dopo un lungo periodo di secca durante il quale si sono accumulati nel letto del fiume

sedimenti fini. Questi infatti vengono immediatamente rimobilizzati anche in seguito a piccoli ma repentini aumenti della portata che seguono periodi di secca.

In termini generali, gli argomenti elencati e brevemente discussi, nel presente paragrafo e nel precedente, conducono a riferirsi al carattere di lenticità o loticità osservabile in un dato sito fluviale, in un preciso momento. Tale “finestra” spazio-temporale – dal punto di vista dell’operatore ambientale o del ricercatore – deve spesso necessariamente coincidere con il momento e il sito in cui il rilievo ambientale viene effettuato, dovendo, peraltro, fornire indicazioni sulla storia pregressa che ha concorso a modellare gli habitat e gli organismi fluviali osservati. La scelta dei descrittori abiotici e degli indicatori biologici per caratterizzare adeguatamente la risposta delle biocenosi alle complesse interazioni idrologia-habitat-comunità biologica nei fiumi mediterranei è quindi estremamente importante, i.e. non sarà sufficiente affidarsi ad indicatori generici di “qualità” ambientale.

1.4 - Scopo del presente Quaderno

Scopo dei lavori inclusi nel presente Quaderno, in termini generali, è quello di verificare l’idoneità e la pertinenza dei criteri applicativi di alcuni dei sistemi attualmente in uso per la classificazione ecologica dei corsi d’acqua in fiumi a carattere torrentizio, lungo l’arco appenninico italiano e in Sardegna. L’analisi dei dati sarà limitata all’elemento di qualità biologica (BQE) costituito dai macroinvertebrati bentonici e ad alcune variabili attualmente richieste dalla normativa italiana in termini di qualità chimica dell’acqua (i.e. macrodescrittori del D.L.vo 152/99). Le comunità degli invertebrati acquatici saranno quindi poste in relazione con variabili in grado di descrivere e definire i gradienti geografico/ambientali che contribuiscono in larga misura a delineare la struttura delle biocenosi acquatiche.

Più in dettaglio, ci si propone di definire quali siano i principali gradienti di variabilità riconoscibili per un ampio spettro di siti fluviali italiani a carattere torrentizio, dall’Emilia Romagna al Cilento, alla Sardegna, al fine di evidenziare eventuali discontinuità nella struttura delle comunità bentoniche. Tali discontinuità potranno essere utilizzate per ipotizzare dei limiti all’applicazione dei metodi e descrittori attualmente in uso e per lo sviluppo di nuovi metodi o criteri per questo tipo di fiumi.

Inoltre, ci si propone di identificare, testare ed eventualmente selezionare alcune metriche biologiche e descrittori abiotici in grado di descrivere adeguatamente i gradienti idrologici osservabili in un ampio range di “tipi” fluviali italiani in area mediterranea, caratterizzati da regime torrentizio. I gradienti così definiti – in termini di grado di lenticità/loticità di un sito fluviale – potranno costituire la base per la selezione vera e propria di metodi di

classificazione, per il loro eventuale sviluppo ove non si rilevassero adeguati e per la definizione di pertinenti condizioni di riferimento.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato realizzato all'interno dei progetti STAR (E.U. EVK1-CT2001-00089) e MICARI (MIUR, D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").

Bibliografia

- Barmuta L. A., 1989. Habitat patchiness and macrobenthic community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. *Freshwater Biology*, 21: 223-236.
- Boulton A. J., 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in Victoria. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 113: 23-34.
- Boulton A.J. e Lake P.S., 1990. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features. *Freshwater Biology*, 24: 123-141.
- Boulton A.J e Lake P.S., 1992a. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology*, 27: 99-121.
- Boulton A.J. e Lake P.S., 1992b. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology*, 27: 123-138.
- Boulton A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48: 1173-1185.
- Brown V. A., Aguila Y., Brown K. B. e Fowler W. P., 1997. Responses of benthic macroinvertebrates in small intermittent streams to silvicultural practices. *Hydrobiologia*, 347: 119-125.
- Brussock P.P. e Brown A.V., 1991. Riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. *Hydrobiologia*, 220: 109-117.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.

- Caruso B.S., 2002. Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 257: 115-133.
- Dole-Olivier e Marmonier, 1992. Effects of spates on the vertical distribution of the interstitial community. *Hydrobiologia*, 230: 49-61.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327*, 22.12.2000, 1-72.
- Everard M., 1996. The importance of periodic droughts for maintaining diversity in the freshwater environment. *Freshwater Forum*, 7: 33-50.
- Fahd K., Serrano L. e Toja J., 2000. Crustacean and rotifer composition of temporary ponds in the Donana National Park (SW Spain) during floods. *Hydrobiologia*, 436: 41-49.
- Golladay S.W., Gagnon P., Keans M., Battle J.M. e Hicks D.W., 2002. Changes in Mussel Assemblages Composition in the Lower Flint River Basin from 1999 to 2001: an Assessment of the impacts of the 2000 Drought. Project Report 50 Georgia Department of Natural Resources, Environmental Protection Division, Georgia Geologic Survey, Atlanta, USA.
- Graca M.A.S. e Coimbra C.N., 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Wat.Res.*, vol. 32, n.2: 380-392.
- Humphries P. e Baldin D.S., 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*, 48: 1141-1146
- Humphries P., King A.J. e Koehn J.D., 1999. Fish, flow and floodplains: links between freshwater fish and their environment in the Murray-Darling River system, Australia. *Environmental Biology of Fish*, 56: 129-151.
- Huryn A.D. e Wallace J.B., 1987. Local geomorphology as a determinant of macrofaunal production in a mountain stream. *Ecology*, 68 (6): 1932-1942,
- Jacobson P. J., Jacobson K. M., Angermeier P. L. e Cherry A. S., 2000. Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology*, 44: 481-491.
- Jowett I.G., 1993. A method for objectively identifying pool, *run* and *riffle* habitats from physical measurements. *New Zealand journal of marine and Freshwater Research*, 27: 41-248.
- Labbe T.R. e Fausch K.D., 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications*, 10: 1774-1791.
- Lake P.S., 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 573-592.

- Lake P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161-1172.
- Magoulick D.A. e Kobza R.M., 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48: 1186-1198.
- Mathooko J.M., 2002. The size, maturity stages and biomass of mayfly assemblages colonizing a disturbed stream bed patches in central Kenya. *African Journal of Ecology*, 40: 84-93.
- Matthews W.J., 1998. *Pattern in Freshwater Fish Ecology*. Chapman and Hall, New York, 759.
- Meyer A. e Meyer E.I., 2000. Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). *Aquatic Sciences*, 62: 216-231.
- Meyerhoff R.D. e Lind O.T., 1987. Factors affecting the benthic community structure of a discontinuous stream in Guadalupe Mountains National Park, Texas. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 72:283-296.
- Miller A.M. e Golladay S.W., 1996. Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 670- 689.
- Mol J.H., Resida D., Ramlal J.S. e Becker C.R., 2000. Effects of El Nino-related drought on freshwater and brackish-water fishes in Suriname, South America. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 429-440.
- Morais, M., P. Pinto, P. Guilherme, J. Rosado e I. Antunes, 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 229-249.
- Padmore C.L., 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status of flow requirements of British rivers. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 25-35.
- Palmer M.A., Bely A.E. e Berg K.E., 1992. Response of invertebrates to lotic disturbance: a test of the hyporheic refuge hypothesis. *Oecologia*, 89: 182-194.
- Peran A., Velasco J. and Millán A., 1999. Life cycle and secondary production of *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera) in a semiarid stream (Southeast Spain). *Hydrobiologia*, 400: 187-194.
- Pires A.M., Cowx I. G. e Coelho M. M., 2000. Benthic macroinvertebrates communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435: 167-175.

- Poff, N. L. e Ward, J. V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1805-1814.
- Power M.E., Matthews W.J. e Stewart A.J., 1985. Grazing minnows, piscivorous bass and stream algae. *Ecology*, 66: 1448-1456.
- Pringle C.M., 2001. Managing river connectivity in complex landscapes to protect "remnant natural areas". *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27: 1149-1164.
- Raven, P. J., P. J. A. Fox, M. Everard, N. T. H. Holmes e F. D. Dawson, 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, P. J. and D. L. Howell, (eds), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable? The Stationery Office, Edinburgh*: 215-234.
- Rhazi L., Grillas P., Toure A. M. e Tan Ham L., 2001. "Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools". *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Paris, Sciences de la vie/ Life Sciences*, 324: 165-177.
- Schwartz S.S. e Jenkins D.G., 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology*, 34: 3-8.
- Singh K. P. e Broeren S.M., 1989. Hydraulic geometry of streams and stream habitat assessment. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 115: 583-597.
- Skoulikidis, N. Th., K. C. Gritzalis, T. Kouvarda e A. Buffagni, 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 149-160.
- Stanley E.H., Fisher S.G. e Grimm N.B., 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience*, 47: 427-435.
- Statzner B. e Higler B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Statzner B., Gore J.A. e Resh V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 (4): 307-360.
- Tramer E.J., 1977. Catastrophic mortality of stream fishes trapped in shrinking pools. *American Midland Naturalist*, 97: 469-478.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P. e Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175-205.

- Wadson R.A. e Rowntree K.M., 1994. A hierarchical geomorphological model for the classification of South African river system. In: Uys, M.C. (ed). Classification of rivers and environmental health indicators. Proceedings of a joint SA-Australian workshop. February 7-14, 1994, Cape Town, South Africa. Water Research Commission Report no. TT63/94.
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- Williams D.D., 1987. *The Ecology of Temporary Waters*. Timber Press, Portland, Oregon.
- Wood P.J. e Petts G.E., 1994. Low flows and recovery of macroinvertebrates in a small regulated chalk stream. *Regulated Rivers: Research and Management*, 9, 303-316.
- Wood P.J. e Petts G.E., 1999. The influence of drought on chalk stream invertebrates. *Hydrological processes*, 13: 387-399.
- Wright J.F. e Symes K.L., 1999. A nine-year study of the macroinvertebrate fauna of a chalk stream. *Hydrological Processes*, 13: 371-385.
- Yount D.D. e Niemi G.D., 1990. Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance- a narrative view of case studies. *Environmental Management*, 14: 547-569.
- Zalidis G., Stamatiadis S., Takavakoglou V., Eskridge K. e Misopolinos N., 2002. Impact of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 137-146.

2 - MONITORAGGIO BIOLOGICO E CLASSIFICAZIONE DI QUALITÀ DEI FIUMI MEDITERRANEI: I QUADRI ITALIANO ED EUROPEO DI RIFERIMENTO

Buffagni A.¹, Pagnotta R.², Erba S.¹

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (MI) Italy

²CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via Reno 1, 00198 Roma

e-mail: buffagni@irsa.cnr.it, pagnotta@irsa.cnr.it, erba@irsa.cnr.it

Riassunto

Nel quadro normativo italiano ed europeo, sono brevemente commentate le potenziali criticità dell'applicazione di metodi di monitoraggio biologico tradizionali in corsi d'acqua a regime torrentizio. In particolare, vengono riassunte alcune delle peculiarità del D.L.vo 152/99 e della Direttiva Quadro sulle Acque europea, che regolamentano le attività di monitoraggio in Italia. Partendo dal quadro dei metodi attualmente in uso, vengono inoltre accennate alcune problematiche note concernenti lo sviluppo di nuovi metodi di *assessment* per i fiumi mediterranei. È fatta menzione delle differenze di struttura delle comunità macrobentoniche di aree di *pool* e di *riffle*, che esibiscono un diverso carattere lentico-lotico, nell'ottica di poterle differenziare in futuri scenari di monitoraggio.

Summary

The main aspects and crucial points relating to the application of traditional biological assessment systems to highly variable streams are commented on, in the context of Italian and European legislation. Specific aspects are summarized of the Italian (D.L.vo 152/99) and European (EC\2000\60) legislation, regarding the regulation of monitoring activities in Italy. Beginning with an overview of current methods, some of the topics concerning the development of new assessment systems for Mediterranean rivers are discussed. The differences in benthic communities of pool and riffle areas, which present a different lentic/lotic character, are briefly considered, in order to examine the usefulness of differentiating the two areas in future monitoring scenarios.

2.1 - Introduzione

Nel contesto del decreto legge D.L.vo 152/99, per quanto riguarda la tutela delle acque superficiali, vengono definite le procedure per il monitoraggio e la

classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale, che, per i corpi idrici superficiali, sono definiti sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico del corpo idrico stesso. L'Allegato 1 di tale decreto stabilisce inoltre i criteri per individuare i corpi idrici significativi e non significativi per i quali stabilire lo stato di qualità ambientale. Sono da considerarsi non significativi quei corsi d'acqua che per motivi naturali hanno portata uguale a zero per più di 120 giorni l'anno, in un anno idrologico medio. Non vengono fornite indicazioni sulle modalità di campionamento e di classificazione riguardo a quei corsi d'acqua che, pur essendo significativi, presentano notevoli escursioni di portata, demandando agli operatori locali il monitoraggio e la gestione di tali realtà. Rimangono quindi problematici alcuni aspetti come, ad esempio, quello relativo al momento del campionamento, fattore decisivo per la classificazione del corpo idrico stesso. Inoltre, le specificità ambientali e meteorologiche dell'Italia non rendono possibile riferirsi in modo diretto ai risultati già ottenuti in altre aree caratterizzate da climi differenti. Per tale motivo, l'elaborazione di metodi e criteri di qualità specifici per corsi d'acqua mediterranei (i.e. a spiccato regime torrentizio) necessita di un'adeguata base conoscitiva di tipo teorico e sperimentale.

La mancanza di tale tipo di informazioni e di indicazioni legislative consentono di riportarsi sull'obiettivo di fornire possibili linee di sviluppo e metodologie guida per la caratterizzazione ed il monitoraggio di corsi d'acqua mediterranei a spiccato regime torrentizio, che ne consentano un'adeguata valutazione dello stato ecologico. Diventa cioè necessario definire strumenti appropriati per la corretta valutazione dello stato ecologico di tali corsi d'acqua.

Ai fini di tale attività, per quanto concerne gli aspetti idrologici e biologici, ci si avvarrà di alcuni dei risultati ottenuti nell'ambito dei due progetti citati AQEM e STAR, volti a soddisfare le richieste della WFD (Water Framework Directive, EC/2000/60). In tale Direttiva, il cui scopo è quello di proporre un quadro integrativo e linee guida per la tutela delle acque superficiali e per la conservazione degli ecosistemi acquatici, viene sottolineata l'importanza di caratterizzare i corsi d'acqua in accordo con una tipologia fluviale di riferimento, ove disponibile, al fine di formulare una valutazione qualitativa "tipo specifica". In assenza di tale tipologia - caso purtroppo riscontrato in Italia - e per lo studio di fattori così variabili come quelli legati alle fluttuazioni di portata, sarà necessario ricorrere a classificazioni dei siti in esame basate su descrittori abiotici e indicatori biologici selezionati ad hoc.

In termini generali, maggiore enfasi sarà data alla componente biologica, e in particolare alla valutazione delle comunità macrobentoniche. Ciò che risulta innovativo, infatti, nel contesto della WFD, è il ruolo che le componenti biologiche vengono ad assumere nella definizione della qualità ecologica di un

corso d'acqua. Viene proposto che, per quanto riguarda i fiumi, le diverse valutazioni di qualità si basino sull'analisi delle comunità bentoniche, ittiche, nonché della componente vegetazionale (macrofite e diatomee). Anche gli elementi idromorfologici come quelli chimici sono da tenere in considerazione, ma essi assumono principalmente un ruolo di supporto all'interpretazione dei dati biologici.

L'analisi delle comunità di macroinvertebrati risulta, in questo contesto, uno strumento particolarmente utile per la valutazione biologica della qualità degli ambienti di acque correnti, dal momento che le informazioni legate agli invertebrati bentonici sono in grado di rispondere a diverse esigenze concettuali. Tra queste vi è quella di fornire un giudizio sintetico sulla qualità complessiva dell'ambiente considerando l'impatto che le alterazioni presenti hanno indotto sulle comunità che abitano il fiume.

La formulazione di criteri per la caratterizzazione ed il monitoraggio dei corsi d'acqua superficiali a spiccato regime torrentizio si presenta come un'attività complessa, che deve tener conto delle peculiarità tipiche di tali ambienti. Ai fini del monitoraggio biologico, ne deriva la necessità di inquadrare e definire il tipo fluviale "a spiccato regime torrentizio" in modo il più possibile inequivoco (si veda il Cap. 1), affinché le corrispondenti informazioni di tipo biologico-ecologico risultino chiaramente interpretabili. In alternativa, è possibile utilizzare come punto di partenza un approccio sito-specifico – anch'esso in accordo con i requisiti della WFD – e, solo in una fase successiva, quando tutti gli elementi necessari saranno stati raccolti, procedere ad una effettiva tipizzazione dei fiumi italiani. Come vedremo, l'approccio qui utilizzato per caratterizzare il carattere lenticolo-tico dei fiumi è il secondo, che si basa sull'acquisizione di dati a livello di sito, aggirando quindi il problema di non poter ancora disporre di un'adeguata tipologia di riferimento per i fiumi italiani (si veda il Par. 5.2).

Risulta qui utile riassumere in termini generali alcune delle principali caratteristiche dei fiumi a regime torrentizio, più esaurientemente presentati nel precedente articolo. Questi fiumi presentano flussi altamente variabili che, spesso, mostrano periodi di transizione molto bruschi. È indispensabile quindi poter adeguare le modalità e i tempi di campionamento a tale realtà in modo da ottenere una significativa descrizione della qualità ecologica, possibilmente anche differenziando tra loro i diversi periodi. Inoltre, le analisi dei dati biologici potrebbero necessitare di un'integrazione con i dati idrologici e chimici, in modo da esprimere la stagionalità tipica dei corpi idrici a regime torrentizio. A tal fine, dovranno essere individuate le condizioni idrologiche significative (basso flusso, alto flusso, periodi di transizione, etc.) che rendono l'impatto idrologico estremamente incidente sulle modificazioni strutturali della popolazione bentonica presente. Un primo obiettivo da definire è, quindi, quanto il regime

idrologico o gli eventi di piena/secca influiscano sulla struttura delle biocenosi e sulla variabilità ecologica del sistema. Sarà inoltre necessario definire i parametri o macrodescrittori che possono individuare le condizioni di criticità in tale tipo di corpo idrico, in modo da realizzare una coerenza tra informazioni di tipo idrologico, chimico e biologico. Un secondo obiettivo, quindi, riguarda la definizione dei criteri di qualità ambientale, il più possibile in sintonia con quelli indicati dal D.L.vo 152/99.

2.2 - Il monitoraggio dei corsi d'acqua in Italia: il D.L.vo 152/99

L'uso delle comunità bentoniche per valutare l'integrità ecologica di un fiume costituisce senz'altro una tecnica di biomonitoraggio che ha una lunga tradizione in Italia e in Europa. Il metodo che viene correntemente utilizzato in Italia per la classificazione di qualità dei fiumi è l'IBE (Indice Biotico Esteso: Ghetti, 1997; APAT-IRSA, 2004), considerato il metodo standard per la valutazione dei corsi d'acqua. Il suo utilizzo e la sua applicazione sono recentemente entrati nei riferimenti normativi italiani (D.L.vo 152/99).

Nell'Allegato 1 di tale decreto viene specificato che lo stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali è definito sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico del corpo idrico stesso. In particolare lo stato ecologico viene inteso come espressione della complessità degli ecosistemi acquatici e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico, dando maggiore rilievo allo stato degli elementi biotici dell'ecosistema. Nel D.L.vo 152/99, oltre all'utilizzo dell'IBE, che valuta gli impatti antropici sulle comunità macrobentoniche dei corsi d'acqua, si sottolinea l'esigenza di utilizzare metodi per la rilevazione e la valutazione della qualità degli elementi morfologici e a carattere ecotossicologico. Inoltre, analisi supplementari non obbligatorie possono essere eseguite dall'autorità che effettua il monitoraggio per un'analisi più approfondita delle cause di degrado del corso d'acqua.

Dal punto di vista dell'analisi della componente biologica, il metodo IBE non è però in grado di soddisfare appieno le richieste della Direttiva Europea sulle Acque (WFD), che presuppone indagini di maggiore dettaglio sulle comunità macrobentoniche. A ciò si aggiunge il fatto che tale metodo non è basato su un approccio tipo-specifico, come viene invece richiesto dalla Direttiva, bensì fa della velocità e della facilità di applicazione i suoi punti forti, risultando – forse – solo accettabile per il monitoraggio di tipo operativo. Da ciò nasce l'esigenza, in Italia, di selezionare o mettere a punto metodi di monitoraggio che si attengano maggiormente alle richieste della WFD.

2.2.1 - Integrazione dei dati biologici e chimici nella classificazione dei siti fluviali

Il D.L.vo 152/99 (e le successive integrazioni introdotte con il D.L.vo 258/00) rappresenta un punto di svolta nella protezione delle acque in Italia. Per la prima volta si individuano, oltre ad obiettivi di qualità per acque a specifica destinazione (potabilizzazione, balneazione, vita dei pesci, molluschicoltura) obiettivi ambientali indipendenti dagli usi cui la risorsa idrica viene destinata e si stabilisce un criterio di classificazione sul quale basare gli interventi di recupero e salvaguardia della risorsa stessa.

Tab. 2.1 Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori (LIM)

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.) (*)	≤ 10	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD5 (O2 mg/L)	<2,5	≤ 4	≤8	≤15	> 15
COD (O2 mg/L)	< 5	≤10	≤15	<25	> 25
NH4 (N mg/L)	< 0,03	≤ 0,1	≤0,5	≤ 1,5	> 1,5
NO3 (N mg/L)	< 0,30	≤1,5	≤5	≤ 10	> 10
Fosforo totale (P mg/L)	< 0,07	≤0,15	≤ 0,30	≤ 0,6	> 0,6
Escherichia coli (UFC/100 mL)	< 100	≤1.000	≤5.000	≤20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480-560	240-475	120- 235	60- 115	< 60
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI (escluso COD)	440-480	220-420	110-215	55-105	<55

Il Decreto stabilisce 5 classi di qualità ambientale (classe 1 migliore, classe 5 peggiore) definite attraverso una combinazione dello stato ecologico (derivante dai livelli di contaminazione dei macrodescrittori e dall' IBE – Indice Biotico Estesio) e dalla presenza di contaminanti chimici (microinquinanti inorganici ed organici) in misura superiore o inferiore a valori soglia predeterminati.

Lo stesso Decreto stabilisce che per i corpi idrici significativi venga raggiunto, entro il 2016, lo stato di qualità ambientale “buono” (corrispondente alla classe 2) o, che venga mantenuto lo stato di qualità “elevato” (classe 1) per quei corpi idrici già classificati in tale classe.

In Tabella 2.1 viene riportato il livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori (LIM), mentre nella Tabella 2.2 vengono indicate le modalità per la definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA), la cui classe risultante dipenderà dal risultato peggiore conseguito tra LIM e IBE.

Ai fini dell'attribuzione dello stato ambientale del corso d'acqua (SACA), i dati relativi allo stato ecologico andranno rapportati con i dati relativi alla presenza di inquinanti chimici (Metalli e microinquinanti organici). Qualora lo stato ambientale risultasse inferiore a “Buono” devono essere effettuati accertamenti finalizzati all'individuazione delle cause di degrado per la definizione delle azioni di risanamento.

Tab. 2.2 Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA); si consideri il risultato peggiore tra I.B.E. e macrodescrittori

	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E	≥10	8 – 9	6 – 7	4 – 5	1, 2, 3
LIVELLO DI INQUINAMENTO MACRO- DESCRITTORI	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

2.3 - Il monitoraggio delle acque superficiali in Europa: obiettivi e richieste della Direttiva Quadro sulle Acque (WFD)

La Direttiva Europea sulle Acque (WFD: *Water Framework Directive*) stabilisce dei criteri per la tutela di tutti i corpi idrici affinché vengano perseguiti i seguenti scopi:

- venga protetto ed elevato lo stato di qualità delle risorse idriche e si impedisca un loro ulteriore deterioramento
- venga promosso un utilizzo sostenibile dell'acqua basato su di una tutela a lungo termine delle risorse idriche
- si aumenti la protezione e si migliori l'ambiente acquatico attraverso misure specifiche che riducano l'immissione nell'ambiente di sostanze prioritarie e l'emissione di sostanze nocive
- si assicuri una progressiva riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e si ostacoli una loro ulteriore contaminazione
- si contribuisca a mitigare gli effetti dovuti alle piene ed alle secche

Nel complesso la Direttiva si prefigge lo scopo di acquisire uno stato "buono" per tutte le acque entro il 2015.

La WFD segna, a livello europeo, un momento di cambiamento nella gestione delle acque, orientata verso un uso sostenibile della risorsa, mantenendo e migliorando lo stato degli ecosistemi acquatici attraverso la riduzione dell'inquinamento, il mantenimento della capacità autodepurativa dei corsi d'acqua ed il recupero dei corpi idrici inquinati. Numerosi sono i punti di contatto tra il D.L.vo 152 e la WFD; infatti, nonostante il Decreto sia stato emanato circa 18 mesi prima della WFD, è a questa che si è in larga misura ispirato, pur mantenendo un impianto più vicino al modo in cui, storicamente, è stato fino ad ora trattato il problema della gestione delle risorse idriche nel nostro Paese.

La WFD prevede che siano definiti nei dettagli gli elementi – e i relativi metodi per caratterizzarli - di qualità idromorfologica (Regime idrologico, continuità longitudinale del fiume, condizioni morfologiche), gli elementi di qualità fisico-chimica (condizioni generali macrodescrittori, inquinanti specifici, sintetici e non) e gli elementi di qualità biologica (fitoplancton, macrofite, fitobentos, macroinvertebrati bentonici, fauna ittica). Gli aspetti di maggiore criticità riguardano gli elementi di qualità biologica, per i quali non si dispone di tutte le metodologie di studio necessarie, né, a livello degli Enti preposti al controllo ed all'applicazione della WFD, sono diffuse le competenze necessarie per tali valutazioni.

Nell'Articolo 8 della WFD viene stabilito quali siano i requisiti necessari per il monitoraggio dello stato di qualità delle acque superficiali e delle aree protette. Viene richiesto ai programmi di monitoraggio, che dovranno essere attivi entro il 2006, di caratterizzare in modo coerente e comprensibile lo stato di qualità delle acque in ciascun bacino fluviale. Le informazioni pervenute mediante monitoraggio, dovranno essere utilizzate per:

- classificare lo stato di qualità: ciascun Paese membro è tenuto a fornire una mappa, per ogni bacino fluviale, che illustri la

classificazione dei corpi idrici secondo lo stato ecologico e chimico, usando un sistema di colori come specificato dalla Direttiva

- essere di supporto ai programmi di monitoraggio futuri
- la valutazione dei cambiamenti a lungo termine delle condizioni naturali
- la valutazione dei cambiamenti a lungo termine dovuti alle attività antropiche
- stimare i carichi inquinanti che vengono scaricati in mare o trasferiti oltre frontiera
- valutare i cambiamenti dello stato di qualità di quei corpi idrici identificati come a rischio in seguito all'applicazione di misure per incrementare o prevenire il deterioramento
- accertare le cause e prevenire i possibili danni che si siano eventualmente verificati in un corpo idrico
- stabilire la grandezza e l'impatto di inquinamenti accidentali
- esercizi di intercalibrazione
- valutare la conformità con gli standard e gli obiettivi delle aree protette
- definire le condizioni *reference* (nel caso esistano) dei corpi idrici superficiali.

Sulla base di questi presupposti, la Direttiva introduce un quadro concettuale di riferimento per selezionare il sistema di monitoraggio più idoneo per le finalità proposte. Dato che le condizioni naturali fisiche e geologiche e le pressioni antropiche variano sensibilmente lungo tutto il territorio europeo, un sistema o un metodo di monitoraggio formulati per un dato Paese possono rivelarsi non applicabili in un altro. L'attuale esigenza diventa quindi quella di definire dei sistemi integrati di *assessment*, che siano il più possibile validi a livello europeo. Come detto precedentemente, l'obiettivo generale della WFD è il raggiungimento dello stato *buono* di tutte le acque entro il 2015: è perciò necessario effettuare una classificazione delle acque in classi di qualità. Il piano di monitoraggio previsto dalla WFD richiede che per la definizione dello stato ecologico di un corpo idrico si faccia riferimento ad una situazione di elevata naturalità (assenza di impatto antropico). Una fase di cruciale importanza è quindi la scelta dei siti di riferimento (*reference sites*) su cui verrà impostato tutto il sistema di *assessment*. È necessario cioè definire delle condizioni di riferimento tipo-specifiche adatte a ciascun tipo di corpo idrico superficiale. Inoltre, devono essere raccolte informazioni circa il tipo e la grandezza delle pressioni antropiche significative alle quali i corpi idrici superficiali sono soggetti. I siti classificati come *reference* (cioè di riferimento), vale a dire siti non impattati, dovranno

rispondere ad una serie di requisiti indicativi di un elevato grado di naturalità, in cui flora e fauna possano crescere e svilupparsi in maniera indisturbata; tali siti verranno poi confrontati con siti degradati, ovvero con alterazioni.

Sarà compito di ciascun Paese definire all'interno dei piani di monitoraggio i criteri per la definizione di condizioni *reference*, dal momento che essi non vengono specificati all'interno della Direttiva (si veda il paragrafo 5.2).

Per le esigenze della WFD, ad un dato tipo fluviale dovrebbe corrispondere una precisa entità ecologica all'interno della quale le variazioni dei fattori biotici e abiotici dovrebbero essere limitate; al contrario, tra tipi fluviali differenti deve essere riscontrata una discontinuità degli stessi fattori. Ad un tipo fluviale può quindi corrispondere un modulo di *assessment* per la valutazione dello stato ecologico (AQEM Consortium, 2002; Buffagni et al., 2004). In termini generali, i fattori abiotici ritenuti più importanti nella definizione di un tipo fluviale sono la morfologia, la geochimica, l'altitudine, la superficie del bacino imbrifero e l'idrologia. Solo per alcune regioni Europee è stato definito un tipo fluviale tenendo in considerazione tutti questi parametri, manca quindi un'appropriata definizione di tipi fluviali valida su scala europea. Due sono i sistemi proposti per l'attribuzione di un sito ad un tipo fluviale dalla WFD: nel Sistema A, i corsi d'acqua vengono differenziati in base a ecoregione, altitudine, area di bacino e geologia del bacino e vengono definite delle precise classi per ognuno di questi parametri; nel Sistema B vengono proposti un numero maggiore di parametri per la definizione del tipo fluviale; alcuni obbligatori (e.g. altitudine, geologia) ed altri opzionali (e.g. distanza dalla sorgente, larghezza del fiume), senza che vengano indicate le classi di variazione.

Nel caso specifico, per i corsi d'acqua a regime torrentizio, questi sistemi risultano di cruciale importanza per la loro caratterizzazione. Per necessità, non essendo disponibile una tipologia fluviale sviluppata in accordo con il Sistema B, il Sistema A è quello attualmente utilizzato in Italia per la definizione dei tipi fluviali. In tale sistema però non vengono prese in considerazione caratteristiche (ad es. flusso, andamento delle portate etc.) utili alla caratterizzazione dei fiumi a regime torrentizio. Usando il Sistema B, invece, oltre ad alcuni fattori obbligatori, sarà in futuro possibile prendere in considerazione ogni variabile utile alla descrizione del tipo fluviale. In particolare, ad esempio, caratteristiche quali "energia del flusso", "profondità", "portate", "precipitazioni" etc., possono fornire valide informazioni per la caratterizzazione dei fiumi a regime torrentizio. Alla luce di quanto detto, appare chiaro come i presupposti su cui debba essere fondata una metodologia di valutazione che soddisfi le richieste della Direttiva, debbano essere quelli di tipologia fluviale – il più possibile in termini dinamici, in modo da includere il carattere lenticolo/lotico dei fiumi e le loro dinamiche temporali – e di definizione di condizioni *reference*. Ne consegue che nella scelta

dei metodi adatti allo studio dei corsi d'acqua a regime torrentizio, tali prospettive debbano essere salvaguardate al fine di selezionare/sviluppare metodologie applicabili per i prossimi decenni.

2.3.1 - Direttiva Quadro sulle Acque e finalità di monitoraggio

Nel contesto della Direttiva Europea sulle Acque, vengono inoltre descritti tre diversi tipi di monitoraggio per la valutazione delle acque superficiali:

- il monitoraggio di sorveglianza
- il monitoraggio operativo
- il monitoraggio investigativo.

Il “monitoraggio di sorveglianza” si prefigge di fornire informazioni allo scopo di integrare e convalidare le procedure di valutazione d'impatto, di rendere più efficienti ed effettivi i programmi di monitoraggio futuri, di valutare i cambiamenti a lungo termine delle condizioni naturali e i cambiamenti indotti dalle attività antropiche. Le informazioni sui cambiamenti nelle condizioni naturali possono essere anche importanti nel momento in cui interferiscono con le condizioni *reference*.

La Direttiva richiede che nel monitoraggio di sorveglianza vengano inclusi un numero sufficiente di corpi idrici al fine di fornire una valutazione dello stato di tutte le acque superficiali di ciascun bacino e sottobacino.

Nel monitoraggio di sorveglianza è necessario che ciascun Stato Membro analizzi per almeno un anno parametri indicativi degli elementi di qualità, idromorfologici e di qualità fisico-chimica. Per i fiumi dovrebbero essere monitorati i parametri biologici scelti come indicativi dello stato degli elementi biologici quali la flora acquatica, i macroinvertebrati e i pesci. Ad esempio, per la flora acquatica, il parametro potrebbe essere la presenza/assenza di specie indicatori o la struttura della popolazione.

Per quanto riguarda il “monitoraggio operativo” esso ha come obiettivo quello di stabilire lo stato di quei corpi idrici identificati come a rischio e di valutare qualsiasi cambiamento che risulti dai programmi di analisi. Il monitoraggio operativo sarà quindi usato per stabilire o confermare lo stato dei fiumi descritti come a rischio. Esso produce i rapporti di qualità ambientale utilizzati per la classificazione dello stato dei corpi idrici. Tale tipo di monitoraggio è altamente focalizzato su parametri indicativi degli elementi di qualità più sensibili alle alterazioni a cui sono soggetti i corsi d'acqua. Questo tipo di monitoraggio deve essere applicato a tutti i corsi d'acqua sottoposti ad impatti antropici e a quelli definiti a rischio dal monitoraggio di sorveglianza.

Viene richiesto ai Paesi Membri di monitorare gli elementi di qualità biologica e idromorfologica più sensibili agli impatti a cui i corpi idrici sono

soggetti. Ad esempio, se l'inquinamento organico è una alterazione significativa in un fiume allora gli organismi macrobentonici saranno gli indicatori più sensibili ed appropriati per la sua valutazione. Quindi, in assenza di altre fonti di alterazione, la flora acquatica e i pesci non necessiteranno di essere monitorati in questi stessi corsi d'acqua.

Ad ogni modo, il monitoraggio e il sistema di valutazione devono sempre prevedere un confronto con le condizioni di riferimento.

Infine il "monitoraggio investigativo" può essere utilizzato in casi specifici. I risultati acquisiti possono essere impiegati per informare sullo stato di un programma di analisi finalizzato all'acquisizione di obiettivi ambientali e per stabilire specifiche misure necessarie a rimediare gli effetti di una contaminazione accidentale.

In alcuni casi tale monitoraggio, sarà di maggiore intensità in termini di frequenza di monitoraggio e sarà focalizzato su particolari corpi idrici o parti di essi e su elementi di qualità rilevanti. Ad esempio analisi tossicologiche e metodi di *assessment* potrebbero essere in alcuni casi appropriati per il monitoraggio investigativo.

Il monitoraggio investigativo può anche includere un monitoraggio di allarme o di preavviso e può prevedere misure continue e semi-continue di alcuni parametri chimici e biologici.

2.3.2 - Gli elementi di qualità nel monitoraggio delle acque superficiali secondo la WFD

Il monitoraggio degli effetti dovuti a diversi impatti sulle comunità biologiche risulta alquanto complesso. La selezione degli elementi di qualità più appropriati di cui far uso nei programmi di monitoraggio sarà sempre più incentivata; per il momento, la selezione di un elemento di qualità per un determinato impatto dipende dalla dimensione del corso d'acqua, dalla disponibilità di metodi di monitoraggio, di dati e dalla conoscenza della situazione locale.

All'interno dei diversi sistemi di *assessment*, sono stati sviluppati e selezionati indicatori capaci di misurare le caratteristiche delle componenti ecologiche e di rispondere ai diversi stress. Gli indicatori sono segni o segnali che trasformano un messaggio complesso in una informazione utile e semplice (Kurtz et al., 2001). A causa della complessità e varietà dei dati ambientali, molti indicatori sono stati sviluppati per differenti scopi. Essi possono riflettere aspetti biologici, chimici e fisici delle condizioni ecologiche e sono usati per monitorare cambiamenti, identificare fattori di stress, per fornire segnali di allarme delle modificazioni nell'ambiente e per valutare i possibili rischi. La selezione di

indicatori efficaci costituisce la chiave del successo di qualsiasi programma di monitoraggio. In generale, essi devono essere in grado di catturare e percepire la complessità di un ecosistema, pur rimanendo abbastanza semplici per essere continuamente e facilmente rilevati.

All'interno del testo della WFD, sono stati selezionati diversi elementi di qualità per la valutazione dello stato ecologico delle acque superficiali: elementi di qualità biologica, idromorfologica e fisico-chimica. Lo stato biologico dei corsi d'acqua viene valutato mediante l'uso di elementi di qualità biologica (BQE) quali il fitoplancton, la flora acquatica, i macroinvertebrati e la fauna ittica. L'uso delle comunità bentoniche per valutare l'integrità ecologica ha una lunga storia in Europa e costituisce senz'altro una tecnica di biomonitoraggio che ha avuto molta fortuna. L'analisi delle comunità di macroinvertebrati è in grado di rispondere a diverse esigenze. Tra queste vi è quella di fornire un giudizio sintetico sulla qualità complessiva dell'ambiente considerando l'impatto che le alterazioni presenti hanno indotto sulle comunità che abitano il fiume. Negli ultimi tempi, in molti Paesi sono stati sviluppati metodi per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua, basati sull'uso dei macroinvertebrati bentonici quali indicatori non solo delle alterazioni chimiche ma anche delle alterazioni nel flusso e nella morfologia del fiume. In Tab. 2.3 sono sintetizzate le caratteristiche chiave del BQE degli invertebrati bentonici, in accordo a quanto riportato nella *Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (WFD, 2002)*. In particolare vengono riportate informazioni sul loro attuale uso nei sistemi di monitoraggio e sulla loro rilevanza per la WFD. Meno frequentemente utilizzati sono i sistemi di valutazione basati su BQEs diversi dal macrobenthos, sebbene alcuni di essi siano in fase di sviluppo. Il monitoraggio delle comunità di macrofite risulta efficace per valutare l'impatto, in fiumi di piccole e medie dimensioni, dovuto all'eutrofizzazione. Esse possono essere altresì utili nella valutazione dell'impatto generato da un'alterazione del flusso o da flussi elevati associati agli effetti di centrali idroelettriche. Metodi basati sulle macrofite sono utilizzati in diversi Paesi per la valutazione della qualità dei fiumi. Le alghe bentoniche (specialmente le Diatomee), possono fornire informazioni preziose nella valutazione dell'impatto dovuto all'arricchimento in nutrienti, e il loro uso è in rapido incremento in Europa. Il fitoplancton è un importante indicatore di eutrofizzazione, ma il suo uso è da considerarsi utile limitatamente ai grandi fiumi di pianura (e.g. Po, Tevere). I pesci sono poco utilizzati in Europa come indicatori: sono difficili da campionare ed i risultati ottenuti sono spesso di non chiara interpretazione a causa della loro mobilità, per gli effetti della pesca, etc. In particolare, i pesci possono fornire indicazioni utili in caso di contaminazioni accidentali e nello studio della discontinuità longitudinale dei fiumi.

Tutti gli elementi di qualità biologica variano in accordo con le loro esigenze di habitat e con i processi associati agli elementi di qualità idromorfologica; le dinamiche di flusso hanno una grande influenza nel determinare la composizione della comunità della flora e della fauna. Di particolare rilievo sono le influenze di questi elementi sul substrato, sulla decomposizione della materia organica e sull'interazione con le zone riparie. Ulteriori studi saranno necessari per fornire un maggior numero di metodi per descrivere la relazione esistente tra gli elementi di qualità biologica e la morfologia, la continuità fluviale e il regime idrologico. Allo stato attuale, l'adattamento delle richieste della WFD e del D.L.vo 152/99 ai fiumi a carattere torrentizio, per quanto riguarda l'intero gruppo di BQE, appare come difficilmente implementabile. Maggiore attenzione dovrebbe quindi essere dedicata ai gruppi meglio noti e in grado di fornire informazioni più facilmente interpretabili.

Per quanto concerne lo stato ecologico, esso viene descritto anche per mezzo di elementi di qualità fisico-chimica. Tali parametri, oltre a rispecchiare le condizioni del fiume, possono influire sui sistemi fluviali naturali. Eseguire misure di questi elementi è importante in relazione al loro naturale e potenziale potere inquinante.

Tab. 2.3 Caratteristiche dell'elementi di qualità biologica (BQE) relativo alla fauna macrobentonica per i fiumi (Modificata da: *Monitoring under the Water Framework Directive*, EC 2003)

Aspetti/caratteristiche	Invertebrati Bentonici
Parametri misurati indicativi del BQE	Composizione, abbondanza, diversità e presenza di taxa sensibili.
Parametri di supporto misurati o valutati contemporaneamente al BQE	Parametri morfologici, chimico-fisici (e.g. Temperatura/ossigeno disciolto, nutrienti, pH, etc.), flusso idrico, substrato/habitat campionato
Pressioni alle quali risponde il BQE	Principalmente sviluppato per rilevare inquinamento organico o acidificazione, può essere utilizzato per rilevare un ampio range di impatti
Mobilità del BQE	Bassa, sebbene sfavorevoli condizioni possano causare <i>drift</i>
Livello e fonti di variabilità del BQE	Elevata variazione stagionale nella struttura della comunità. Influenzati dagli eventi climatici e.g. pioggia/piene
Presenza nei fiumi	Abbondante
Metodologia di campionamento	ISO 8265, 7828, 9391 (rete Surber, retino immanicato, benna)
Habitat campionati	<i>Riffle</i> , <i>pool</i> rocce/tronchi, rive (litorale), macrofite
Tipica sequenza di campionamento	Ogni 6 mesi/Annuale
Periodo di campionamento	Estate ed inverno. Primavera e autunno in Scandinavia.
Tipica grandezza del campione	Variabile, dipendente dalla metodologia di campionamento e dall'habitat
Facilità di campionamento	Relativamente semplice. Difficoltà nei fiumi profondi o con flusso veloce
Misurazioni di laboratorio o di campo	Raccolta e smistamento in campo. Identificazione in laboratorio tramite microscopio
Facilità e livello di identificazione	Relativamente semplice fino al genere. Richiesta di conoscenze specifiche per alcuni taxa a livello di specie (e.g. Chironomidi). Probabile danneggiamento durante il campionamento/conservazione
Condizioni di riferimento disponibili per il confronto di qualità/campioni/stazioni	Si: UK, Francia, Germania, Austria, Danimarca, Svezia, Norvegia
Metodologia comparabile a livello EU?	No
Uso corrente nel monitoraggio biologico o nella classificazione in EU	Austria, Belgio, Danimarca, Finlandia, Francia, Spagna, Germania, Italia, Irlanda, Lussemburgo, Portogallo, Paesi Bassi, Svezia, Norvegia e UK

segue Tab. 2.3

Aspetti/caratteristiche	Invertebrati Bentonici
Corrente uso di indici biotici/punteggi	Si. UK (BMWP), Francia (IBGN), Germania (Saprobici), Austria (Saprobici), Spain (SBMWP), Belgio (BBI), Paesi Bassi (K-value), Italia (IBE)
Il sistema di monitoraggio esistente soddisfa le richieste della WFD?	No
ISO/CEN standards	ISO 7828:1985 ISO 9391:1993 ISO 8265: 1988
Applicabilità ai fiumi	Alta
Principali vantaggi	Correntemente il più comune indicatore biologico usato per la classificazione ecologica Possibilità di classificazione dei sistemi sul posto Possibilità di adattare gli esistenti sistemi alle richieste incluse nella WFD
Principali svantaggi	Meno variabili rispetto agli elementi fisico-chimici I metodi richiedono un adattamento per soddisfare le richieste della WFD Alcuni metodi richiedono competenze specialistiche per l'identificazione specifica Elevata variabilità spaziale correlata al substrato e variabilità temporale dovuta alla schiusa delle uova e alla variazione del regime idrologico. Tempo necessario e costi
Conclusioni/ raccomandazioni	Presenza di specie esotiche in alcuni fiumi dell'EU Questo BQE è quello più adottato e studiato in EU e quindi è raccomandato come uno degli elementi chiave, soprattutto per il monitoraggio dell'inquinamento organico

2.4 - Cenni ai metodi di monitoraggio basati sullo studio dei macroinvertebrati acquatici attualmente in uso

Sin dalla metà del secolo scorso si era pensato di utilizzare gli organismi animali e vegetali presenti in acqua per valutare lo stato di salute di un corpo idrico. L'analisi della componente biologica permette di verificare l'effetto d'insieme prodotto dalle cause inquinanti, dando un'informazione complementare al controllo fisico e chimico. Negli ultimi tempi, in molti Paesi sono stati sviluppati metodi per la valutazione della qualità dei corsi d'acqua, basati sull'uso dei macroinvertebrati bentonici. L'utilizzo dei macroinvertebrati bentonici nel biomonitoraggio è iniziato agli inizi del 1900 in Germania con lo sviluppo del sistema saprobio. Il termine "saprobio" si riferisce alla dipendenza di un

organismo dalle sostanze organiche da decomporre, utilizzate come fonte di cibo (Persoone & De Pauw, 1979). Venne così elaborato il sistema saprobio, meglio conosciuto come indice saprobio, che utilizza, per classificare le acque in varie categorie, la presenza di organismi indicatori (soprattutto batteri, alghe, protozoi, ma anche pesci e macroinvertebrati) a cui è stato assegnato un valore di saprobietà a seconda della tolleranza verso l'inquinamento. Gli indici saprobici si sono molto sviluppati e perfezionati tanto che attualmente sono utilizzati da diversi Paesi (e.g. Germania, Austria, Repubblica Ceca, etc.), per la quantificazione dell'inquinamento organico delle acque. Dalla nascita del sistema saprobio in poi, si sono evoluti oltre cinquanta diversi metodi per il biomonitoraggio basati sui macroinvertebrati (De Pauw & Vanhooren, 1983). Ad oggi, tali metodi di monitoraggio ammontano probabilmente a qualche centinaio. I sistemi maggiormente utilizzati in Europa e ancora in vigore comprendono, oltre agli indici saprobi, altre due categorie principali di indici: gli indici di diversità e gli indici biotici (formalmente, anche gli indici saprobi fanno parte di questa categoria, ma sono qui trattati separatamente). Gli indici di diversità sono espressioni matematiche che utilizzano tre componenti della struttura di una comunità: la ricchezza (numero di specie presenti), l'*evenness* (uniformità nella distribuzione di individui tra le specie) e l'abbondanza (numero totale di organismi presenti). Tali indici sono utili per descrivere la risposta di una comunità alla qualità del suo ambiente. Sebbene questi indici siano utili per valutare impatti dovuti all'arricchimento organico, è incerta la loro applicabilità ad altri tipi di disturbo. Tra gli indici di diversità più largamente utilizzati, si possono segnalare l'indice di Shannon-Wiener, l'indice di Simpson e l'indice di Margalef. Gli indici biotici forniscono un'informazione sintetica che permette di stabilire se una determinata comunità corrisponde a quella che ci si dovrebbe aspettare in un ambiente con qualità desiderabile. Agli organismi trovati in un campione vengono attribuiti dei punteggi in base alla tolleranza e alla sensibilità verso un inquinante. I punteggi assegnati ai diversi individui vengono combinati in un singolo valore che viene utilizzato come indice del livello di inquinamento dell'acqua (Washington, 1984). I bioindicatori utilizzabili per costruire un indice biotico sono molteplici (ad esempio alghe, pesci e macroinvertebrati). Questi indici stimano l'impatto che le diverse cause di alterazione dell'ambiente determinano sulle biocenosi che colonizzano le varie zone del fiume (Ghetti, 1986). Il controllo biologico della qualità dei corsi d'acqua, fondato sugli organismi che vi abitano, può fornire adeguatamente la misura degli effetti prodotti dalle attività umane sui meccanismi naturali (ad esempio la scomparsa delle specie più sensibili e la proliferazione di quelle più tolleranti). Alcuni dei principali indici biotici impiegati in Europa sono il BMWP-ASPT (*Biological Monitoring Working Party Score System*) (Armitage et al., 1983; Chester, 1980;

Wright et al., 1984), creato inizialmente per sviluppare un metodo standardizzato per la valutazione della qualità biologica dei fiumi in Gran Bretagna, che misura l'inquinamento organico e la diversità strutturale. Altri indici biotici in grado di valutare l'inquinamento organico sono l'IBE (Indice Biotico Estesio) (Ghetti, 1997) messo a punto in Italia sulla base di un analogo indice inglese, e il BBI (*Belgian Biotic Score*) (De Pauw & Vanhooren, 1983; De Pauw et al., 1992). L'inquinamento organico è l'impatto maggiormente evidenziato anche dall'indice IBGN (*Indice Biologique Normalisé France*) (Vernaux et al., 1982) - sebbene il sistema si stia modificando per valutare anche la diversità strutturale dei fiumi, dall'indice Saprobien Index (D.E.V, 1992) che valuta le alterazioni nella composizione e abbondanza di una comunità in conseguenza della diminuzione del contenuto in ossigeno provocata dall'inquinamento e dal *DSFI (Danish Stream Fauna Index)* (Skriver et al., 2004). Questo ultimo indice, sviluppato in Danimarca, investiga l'inquinamento organico come fattore di degradazione. Misure sul grado di acidificazione di un sito vengono invece valutate per mezzo dell'indice Acidification Index (Henrikson & Medin, 1986; Johnson, 1998).

Negli ultimi tempi, altri due approcci per la costituzione di sistemi di valutazione hanno avuto un notevole sviluppo. Si tratta da una parte degli indici multimetrici, che forniscono una sintesi della qualità ecologica dei corsi d'acqua esaminati mediante la combinazione di informazioni riferibili a diversi aspetti della comunità biologica e, dall'altra, di metodi basati su presupposti di tipo multivariato. L'approccio multimetrico ha come fine quello di definire un insieme di misure o metriche che, individualmente, provvedono a fornire indicazioni sulle diverse caratteristiche biologiche e, se integrate tra loro, forniscono informazioni sullo stato biologico nel suo insieme (Barbour et al., 1995). L'analisi multivariata permette di delineare la variazione della comunità bentonica associata al gradiente di qualità ambientale. Nonostante le grandi potenzialità – dal punto di vista dell'attendibilità scientifica – di tale tipo di analisi, la sua applicazione è ad oggi ancora limitata dalla necessità di disporre di ampi database, in grado di coprire la maggior parte dei tipi fluviali e degli impatti presenti in ciascuna regione, con un numero sufficiente di campioni. Tali database non sono attualmente disponibili per gran parte della regione sud europea e mediterranea.

2.5 - Metodi e possibili approcci per i corsi d'acqua mediterranei

Nel presente Quaderno, ci si prefigge di fornire elementi conoscitivi utili per la caratterizzazione ed il monitoraggio dei corsi d'acqua superficiali mediterranei a spiccato regime torrentizio. Per ottenere un buon grado di utilizzabilità dei risultati, è indispensabile definire un ambito di indagine che si attenga il più possibile alle richieste della WFD. In tale prospettiva, appare come

obiettivo primario lo sviluppo di metodi in grado di tenere conto non solo del tipo fluviale, che dovrà essere inquadrato e definito il più possibile in modo univoco per quanto riguarda il carattere di lenticità/loticità e l'idrologia del fiume, ma anche della necessità di poter operare confronti tra siti *reference* e siti alterati. Tutto ciò dovrà essere associato alla valutazione della componente biologica, in particolare della comunità macrobentonica, il cui ruolo nella definizione della qualità ecologica di un corso d'acqua ha assunto sempre maggiore enfasi negli ultimi decenni.

Lo scopo sarà quindi quello di delineare se e quanto il regime idrologico o le diverse situazioni, - e.g. in termini di habitat idraulico - associate agli eventi di piena/magra (che determinano condizioni di loticità/lenticità relativa) caratteristici dei fiumi a carattere torrentizio, influenzando sulle biocenosi residenti e sulla variabilità ecologica generale, determinino la necessità di metodi diversi, adattati o specifici per la classificazione di qualità dei siti fluviali. Sarà inoltre necessario, in prospettiva futura, considerare e adeguare le modalità e i periodi idrologici di campionamento alla realtà specifica di tali fiumi, in modo da ottenere una descrizione di qualità effettivamente rappresentativa.

All'interno dei progetti AQEM e STAR sono emerse alcune considerazioni in grado di fornire informazioni di supporto per la caratterizzazione dei fiumi a carattere torrentizio. Viene sottolineata l'importanza di definire la stagione di campionamento in rapporto alle caratteristiche idrologiche del fiume in esame, dal momento che le comunità di macroinvertebrati in questi fiumi mostrano una forte stagionalità. Più in particolare, per il Sud Europa alcune importanti considerazioni sono state proposte per quanto riguarda le procedure di campionamento, lo sviluppo di sistemi di *assessment* e la classificazione finale dei siti. Ad esempio, l'utilizzo di un approccio multimetrico per lo sviluppo di un sistema di *assessment*, potrebbe rivelarsi potenzialmente utile per la valutazione dei fiumi in area mediterranea (e.g. Buffagni *et al.*, 2004; Morais *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2004). Esso infatti è in grado di fornire un set di metriche specifiche e descrittive della realtà locale. Peraltro, lo studio e lo sviluppo di sistemi multimetrici esulano dagli obiettivi del presente Quaderno e ci si atterrà quindi allo studio di poche metriche utili a descrivere le situazioni in esame, che saranno messe in relazione – senza giungere ad esplicite classificazioni di qualità – con i descrittori abiotici considerati.

2.6 - Considerazioni conclusive

Nelle aree Mediterranee secche, gli usi agricoli, industriali o urbani producono un notevole stress per la comunità biologica del fiume (Coimbra *et al.*, 1996), confrontata con quella dei fiumi delle regioni Nord Europee. Infatti, nei

fiumi a regime torrentizio o temporanei si ha un'intensificazione delle naturali condizioni di stress: avanzamento della stagione secca, riduzione delle aree di *riffle*, aumento della salinità dovuta all'evaporazione, accumulo di detrito vegetale e incremento della temperatura. Le condizioni possono diventare severe e, in qualche modo, simili a quelle osservate in siti inquinati, con una dominanza di taxa molto tolleranti. Queste ragioni spiegano perché alcuni tra i più comuni indici biotici falliscono nel distinguere siti non inquinati da siti inquinati.

Inoltre, è fondamentale considerare che in area mediterranea i regimi fluviali, spesso già a carattere torrentizio o temporaneo, vengono pesantemente alterati da prelievi d'acqua per scopi agricoli o per la potabilizzazione e i fiumi possono giungere a seccare totalmente. I risultati di tali prelievi possono essere drammatici per le comunità acquatiche. Semplici misure di (presunto) controllo delle immissioni inquinanti applicate ai fiumi Mediterranei, ad esempio, non possono assicurare la tutela delle comunità e una buona qualità biologica del fiume, che si rivelerà spesso al di sotto delle aspettative (Prat & Munnè, 2000).

In questo contesto, che suggerisce lo studio integrato di molti elementi ecologici, geomorfologici e di gestione delle risorse idriche, si inserisce il concetto di instabilità idrologica. Esistono molti fattori che possono alterare la stabilità idrologica di un fiume, alcuni sono di origine naturale, soprattutto legati ai mutamenti climatici in atto negli ultimi anni, altri di origine antropica (e.g. costruzione di dighe, cementificazione dell'alveo, rettificazione delle rive). Le conseguenze di tali alterazioni si possono manifestare sia con fenomeni di piena improvvisa che come periodi prolungati di scarsità di acqua o secca. Entrambi questi eventi hanno un effetto sulla comunità macrobentonica, in quanto molti invertebrati acquatici hanno precise richieste nei confronti della profondità dell'acqua, della velocità di corrente e della variazione di flusso (Chutter, 1969; Hynes, 1970; Statzner *et al.* 1988; Brookes, 1990). Inoltre è stato osservato che molti taxa associati normalmente a flussi lenti tendono a diminuire di numero nel caso di aumento della velocità di corrente e ad aumentare nel caso contrario, mentre i taxa associati ai flussi rapidi si comportano in modo opposto (Moth Iversen *et al.*, 1978; Extence, 1981; Cowx *et al.*, 1984; Boulton e Lake, 1992b; Miller e Golladay, 1996).

Quindi, nell'area mediterranea, particolare enfasi dovrà essere posta sulla separazione degli effetti delle fluttuazioni naturali da quelli dovuti alle alterazioni ad opera dell'uomo. In particolare, la valutazione degli effetti dell'inquinamento organico delle acque sulle comunità biologiche può essere fortemente influenzata dalle condizioni naturali del sito, come la velocità di corrente dell'acqua, il tipo di substrato e le caratteristiche dell'alveo fluviale.

Inoltre, soprattutto quando più di un tipo di impatto (e.g. impoverimento dell'habitat e inquinamento dell'acqua) agisce sulle biocenosi – situazione assai

comune in area mediterranea – sarà importante poter disporre di informazioni di dettaglio sulla struttura degli habitat presenti nel sito in esame, in modo da poter correttamente quantificare gli effetti delle alterazioni ambientali. Un passaggio quasi obbligato per futuri sistemi di monitoraggio biologico sarà quello di sviluppare moduli di valutazione habitat specifici, almeno alla scala di mesohabitat (e.g. *pool* vs *riffle*). Infatti, e ciò è particolarmente vero nei fiumi mediterranei, caratterizzati da ampie fluttuazioni di portata, la combinazione di campioni biologici raccolti in diversi settori del fiume può avere un effetto mascherante nei confronti dell'impatto da rilevare, soprattutto nei termini del carattere lenticoloitico del sito in esame.

Le caratteristiche del sito sia a livello di microhabitat (e.g. sabbia, pietre, detrito vegetale) sia a livello di mesohabitat (e.g. *riffle*, *pool*), dovrebbero essere accuratamente registrate e considerate al momento di effettuare un campionamento biologico, almeno a fini investigativi e di sorveglianza. Molti dei metodi attualmente in uso richiedono il campionamento in settori specifici del fiume, come il metodo IBE, che richiede che il campione sia raccolto nella sola area di “*riffle*” (Ghetti, 1997). Peraltro, le conseguenze ecologiche dell'inquinamento organico dei fiumi possono manifestarsi in modo differente nei tratti più lotici (*riffles*) rispetto a quelli più lenticoli (*pools*). Molti autori hanno dimostrato come esistano differenze tra le comunità bentoniche residenti nelle due aree (e.g., Brown & Brunsok, 1991; Doisy & Rabeni, 2001) e come esse siano sensibili in modo differenziato all'inquinamento dell'acqua (Parsons & Norris, 1996). Ne consegue che campioni biologici raccolti in aree diverse dello stesso fiume, se queste ultime sono differenti in termini di grado di lenticità, non dovrebbero essere tra loro confrontati (e.g. Parsons & Norris, 1996; Buffagni *et al.* 2004). Tale assunto, anche se spesso solo in modo implicito, è alla base di molti metodi biologici di valutazione delle qualità mediante l'uso della comunità macrobentonica i quali, come detto, richiedono che il campione sia prelevato in un'area omogenea del fiume (ad es. l'IBE).

Peraltro, riferendoci ai fiumi dell'area mediterranea, dove le condizioni idrauliche locali possono subire fortissime variazioni spaziali e temporali, è lecito chiedersi: “Fino a che punto due tratti fluviali (nello stesso fiume o in fiumi differenti) risultano comparabili in termini di condizioni lenticoloitiche e sono quindi confrontabili anche in termini biologici, e.g. ai fini della classificazione di qualità?”

Ringraziamenti

Attività svolta nell'ambito della convenzione APAT CNR-IRSA per lo "Sviluppo di un progetto di monitoraggio delle acque superficiali – Aspetti teorico applicativi", anni 2003/4.

La realizzazione del presente contributo ha anche beneficiato del cofinanziamento del progetto MICARI (MIUR: "Strumenti e procedure per il Miglioramento della CAPacità RICettiva di corpi Idrici superficiali", "Proposta di stream standard specifici per corsi d'acqua a regime torrentizio", D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").

Bibliografia

- APAT e IRSA-CNR, 2004. Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.). APAT Manuali e Linee guida, 29/2003 (vol.3): 1115-1136.
- AQEM Consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002, 202 pp.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. e Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Barbour M.T., Stribling J.B. e Karr J.R., 1995. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Davis W.S. and P.T. Simon (Ed.). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 63-77.
- Boulton A.J. e Lake P.S., 1992b. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology* 27: 123-138.
- Brookes A., 1990. *Channelized Rivers Perspectives for Environmental Management*, Wiley, Chichester.
- Brussock P.P. e Brown A.V., 1991. Riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. *Hydrobiologia* 220: 109-117.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds),

- Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- Chester R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. Technical Memorandum, 19.
- Chutter F.M., 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to current speed. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.*, 54 : 413-422.
- Coimbra C.N., Graca M.A.S. e Cortes R.M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, vol. 94, n.3: 301-307.
- Cox U.G., Young W.O. e Hellawell J.M., 1984. The effects of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwater Biology*, 14: 165-177.
- De Pauw N. e Vanhooren G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- De Pauw N., Ghetti P.F., Manzini D.P. e Spaggiari D.R., 1992. Biological assessment methods for running water. In *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Newman P.J., M.A.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 Maggio 1999, N 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Supplemento Ordinario n 101/L alla Gazzetta Ufficiale, 29 Maggio 1999, n 124.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327*, 22.12.2000, 1-72.
- European Commission, 2003. Water Framework Directive Common Implementation Strategy. Guidance document n.o 7. Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group 2.7, 160pp.
- Extence C.A., 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, 83: 217-224.
- Ghetti P.F., 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Provincia Autonoma di Trento, Trento, pp. 105.
- Ghetti P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.
- Henrikson L. e Medin M., 1986. Biologisk bedomning av forsningspaverkan pa Lelangens tillfloden och grundomraden 1986. *Aquaekologerna, Rapport till lansstyrelsen i Alvsborgs lan*.

- Johnson R.K., 1998. Classification of Swedish lakes and rivers using benthic macroinvertebrates. In Bakgrundsrapport 2 till bedomningsgrunder for sjoar och vattendrag- biologiska parametrar. Wiedwrholm T. (Ed.). Swedish Environmental Protection Agency report 4921.
- Kurtz J.C., Jackson L.E. e Fisher W.S., 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators*, 1: 49-60.
- Miller A.M. e Golladay S.W., 1996. Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 670- 689.
- Morais, M., P. Pinto, P. Guilherme, J. Rosado e I. Antunes, 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 229-249.
- Moth Iversen T., Wiberg-Larsen P. Birkholm Hansen S. e Hansen F.S., 1978. The effect of partial and total drought on the macroinvertebrate communities of three small Danish streams. *Hydrobiologia* 60, 235-242.
- Persoon G. e De Pauw N., 1979. System of Biological indicators for water quality assessment. In *Biological Aspects of Freshwater Pollution*, ed.O. Ravera, Oxford, Pergamon Press., pp. 39-75.
- Prat N. e Munnè A., 2000. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Wat. Res.*, vol. 34, n.15: 3876-3881.
- Skriver J., Friberg N. e Kirkegaard J (in press). Biological assessment of water quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27.
- Skoulikidis, N. Th., K. C. Gritzalis, T. Kouvarda e A. Buffagni, 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*: 516: 149-160.
- Verneaux J., Galmiche P., Janier F. e Monnot A., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité biologique générale (IBG). *Annales Scientifiques de l'Université de Besançon, Biologie Animale*. 4ème série, 3: 11-21.
- Washington H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystem. *Water Research*, 18: 653-694

- Wright J.F., Armitage P.D. e Furse M.T., 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrates species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.
- Zalidis G., Stamatiadis S., Takavakoglou V., Eskridge K. e Misopolinos N., 2002. Impact of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 137-146.

3 - ASPETTI IDROMORFOLOGICI E CARATTERE LENTICO-LOTICO DEI FIUMI MEDITERRANEI: *RIVER HABITAT SURVEY* E DESCRITTORE LRD

Buffagni A., Erba S., Armanini D., De Martini D., Somaré S.

CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (MI) Italy

e-mail: buffagni@irsa.cnr.it, erba@irsa.cnr.it

Riassunto

Vengono brevemente elencati i requisiti a carattere idromorfologico il cui studio deve essere garantito per una corretta applicazione della WFD, a supporto dei dati biologici e in relazione alla definizione di appropriate condizioni di riferimento. Il metodo River Habitat Survey (RHS) viene sinteticamente descritto nella sua versione dedicata ai fiumi del sud Europa, con particolare enfasi sugli aspetti legati al tipo di flusso, a scala di micro/mesohabitat. Sono quindi delineate nei dettagli le modalità di calcolo del descrittore LRD, basato su alcuni dei dati di tipo idromorfologico ottenibili dall'applicazione del SE_RHS, utile a caratterizzare i siti fluviali in termini di carattere lentico-lotico. Le prospettive di utilizzo del descrittore LRD per derivare informazioni sul carattere 'idrologico' locale dei siti fluviali per l'implementazione della WFD sono inoltre sinteticamente presentate.

Summary

The general approach to defining the hydromorphological features of rivers, which have to be assessed to support the interpretation of biological data and set reference conditions for the Water Framework Directive, is concisely introduced. The main features of the River Habitat Survey (RHS) method are briefly described, with special emphasis on its South European version (SE_RHS), focusing on flow attributes and types at the micro- and meso-scale. The Lentic-lotic River Descriptor (LRD), which assesses river sites in terms of their lentic-lotic character on the basis of the SE_RHS application, is also presented in detail. The potential relevance of LRD in deriving information on the local, hydrologic character of rivers for the WFD implementation is also discussed.

3.1 - Introduzione e obiettivi del lavoro

La Direttiva Europea sulle Acque (2000/60/EC) definisce le linee guida per la valutazione della qualità ecologica dei corpi idrici. Un punto cruciale evidenziato dalla Direttiva riguarda la centralità dell'utilizzo di indicatori biologici (fauna macrobentonica, pesci, flora acquatica) per la definizione della qualità ecologica. Oltre a ciò, la Direttiva richiede ai paesi membri l'utilizzo di metodi per la valutazione della qualità idromorfologica in grado di supportare l'interpretazione delle informazioni ottenute dall'analisi degli elementi di qualità biologici e chimici. Nella Tabella 3.1 sono riportate le definizioni fornite dalla Direttiva per lo stato ecologico elevato (*High status*), buono (*Good status*) e "moderato" (*Moderate status*) in relazione agli elementi di qualità idromorfologica. Da notare come il termine *Moderate* sia stato tradotto in italiano con il fuorviante termine "sufficiente". A questo riguardo, è importante ricordare come lo stato *Moderate* non possa essere in nessun caso considerato sufficiente (in termini di obiettivi di qualità) ai fini della Direttiva, che richiede che tutti i corpi idrici naturali europei vengano portati allo stato Buono entro l'anno 2015.

Tab. 3.1 Definizioni della Direttiva per lo stato ecologico elevato, buono e sufficiente in relazione agli elementi di qualità idromorfologica

Elemento	Stato elevato	Stato buono / sufficiente
<i>Regime idrologico</i>	Massa e dinamica del flusso e la risultante connessione con le acque sotterranee, rispecchiano totalmente o quasi le condizioni inalterate	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica
<i>Continuità del fiume</i>	La continuità del fiume non è alterata da attività antropiche; è possibile la migrazione indisturbata degli organismi acquatici e il trasporto del sedimento	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica
<i>Condizioni morfologiche</i>	Caratteristiche del solco fluviale, variazioni della larghezza e della profondità, velocità di flusso, condizioni del substrato nonché struttura e condizioni delle zone ripariali corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica

Gli elementi ambientali riferibili all'aspetto idrologico rivestono grande importanza nei fiumi mediterranei. Per tale motivo, si è ritenuto utile porre particolare attenzione allo studio delle caratteristiche di habitat legate all'idrologia dei siti studiati.

I principali obiettivi del presente lavoro sono sintetizzabili come segue:

- elencare – in estrema sintesi - i requisiti a carattere idromorfologico richiesti per l'applicazione della WFD;
- fornire alcuni riferimenti in merito al metodo River Habitat Survey (RHS), con particolare enfasi sulla sua versione dedicata ai fiumi del sud Europa;
- fornire una descrizione dei tipo di flusso, da rilevarsi a scala di microhabitat;
- illustrare le modalità di calcolo di un descrittore abiotico, denominato LRD, in grado di caratterizzare i siti fluviali per quanto riguarda il loro carattere lenticolo-tico.

Al fine di poter porre in relazione lo stato idrologico dei siti studiati e le caratteristiche della comunità biologica, sono state effettuate la caratterizzazione degli elementi determinanti la struttura in habitat e la valutazione della qualità morfologica mediante l'applicazione del River Habitat Survey (RHS), nella sua versione appositamente adattata ai fiumi del Sud Europa (Buffagni & Erba, 2002, Buffagni & Kemp, 2002; IRSA-CNR, 2005).

In termini generali, la valutazione delle caratteristiche idromorfologiche è stata effettuata con le seguenti principali finalità:

- acquisire informazioni al fine di caratterizzare gli habitat acquatici, in particolare in termini di caratteristiche idrologiche locali
- quantificare l'alterazione morfologica dei siti di campionamento, sia che questa costituisca il principale tipo di impatto, sia che rappresenti una causa secondaria di alterazione della comunità biologica
- ottenere informazioni utili all'interpretazione dei gradienti di variazione delle comunità biologiche, nel range di condizioni idrologiche osservate.

3.2 - Il River Habitat Survey (RHS)

Il River Habitat Survey (RHS), messo a punto in Inghilterra alla fine degli anni '90 (Raven *et al.*, 1998a; 1998b), è un sistema descrittivo delle caratteristiche e della qualità dei fiumi, basato sul rilevamento e l'analisi di parametri associati alla struttura fisica dei corsi d'acqua. Il River Habitat Survey consente di rilevare dati concernenti le caratteristiche morfologiche, idrauliche, idrologiche e degli habitat fluviali. Uno degli scopi principali dell'RHS è quello di fornire delle basi oggettive per la determinazione delle caratteristiche fisiche dei fiumi che possono poi essere usate per la valutazione della qualità dell'habitat.

Tale sistema è costituito da quattro componenti (e.g. Environment Agency, 1997; 2003): 1) un protocollo standard per il rilevamento dei dati su campo 2) un database per l'inserimento dei dati ed il confronto con altre informazioni provenienti da altri siti 3) un modulo per la valutazione della qualità degli habitat 4) un metodo per descrivere e valutare le caratteristiche artificiali dell'alveo.

I rilevamenti vengono effettuati lungo un tratto di fiume di 500 m, e ogni 50 m viene identificato un transetto, lungo il quale vengono registrate le informazioni relative alle caratteristiche fluviali considerate. Inoltre, sono registrati alcuni dati ottenuti mediante analisi cartografiche. L'alta qualità dell'habitat verrà determinata dalla presenza di quei caratteri rappresentativi di ambienti prevalentemente non modificati. I dati provenienti da questo tipo di analisi, integrati con altre informazioni, possono ad esempio essere utili per stabilire l'interesse relativo di un sito in un determinato tipo fluviale, nell'ottica di una valutazione di impatto ambientale o per decidere quale piano di gestione/tutela sia preferibile.

3.3 - La versione Sud Europea del River Habitat Survey

Per quanto riguarda la valutazione degli aspetti idromorfologici, nessun paese dell'area sud-europea possiede, al momento attuale, un metodo di indagine per i corsi d'acqua che soddisfi le richieste della Direttiva. Il RHS sembra il metodo che meglio si presta per un adattamento alla situazione sud-europea. Esso, nella sua forma originale, è stato sviluppato per descrivere i fiumi britannici, i quali, sebbene presentino una discreta variabilità, non possono considerarsi rappresentativi di tutti i tipi fluviali esistenti in Europa. Inoltre nello sviluppo dell'RHS britannico, è stata favorita la velocità di applicazione, limitando però la quantità di dati ottenibile. Particolarmente inadeguato per la situazione sud-europea è il fatto che nel RHS tradizionale vengono raccolte solo le informazioni relative all'alveo bagnato principale. Questo può risultare un problema di limitata entità in UK, dove Raven *et al.* (1998a; 2000) hanno riscontrato come alvei

ramificati (*braided channels/side channels*), registrati nella sezione O del *form* RHS come *'present'* o *'extensive'*, siano piuttosto infrequenti in fiumi di pianura, sebbene siano presenti in più del 5% nei fiumi di montagna. Nella sua forma attuale, il RHS risulta inoltre non applicabile in fiumi di larghezza superiore a 100 m o in tratti ramificati ma, mantenendo inalterata la struttura per la raccolta dei dati, può essere adattato alle condizioni locali in fiumi con caratteristiche comuni (Raven et al., 2000).

Recentemente è stata sviluppata una versione del RHS adatta a descrivere in maniera più adeguata i corsi d'acqua sud-europei. La nuova versione del metodo, provvisoriamente denominato *South Europe RHS* (SE_RHS, Buffagni & Kemp, 2002), presenta alcune integrazioni, riguardanti essenzialmente la pagina 2 del protocollo e risulta essere completamente comparabile con il RHS standard (Environment Agency, 1997; 2003). Nel SE_RHS particolare importanza viene attribuita a due caratteristiche idromorfologiche riguardanti:

- la presenza di canali secondari attivi
- l'ampiezza relativa degli alvei bagnati (o dell'unico alveo bagnato) rispetto alla larghezza totale dell'alveo.

Inoltre, per meglio caratterizzare gli habitat fluviali, vengono rilevati, se presenti, due tipi di flusso e/o di substrato, anziché uno solo. L'informazione ottenuta dalla raccolta di questi dati addizionali potrà aiutare nell'interpretazione dei dati biologici; in particolare, consentirà di effettuare confronti tra i dati relativi all'analisi delle comunità di macroinvertebrati, macrofite e pesci e la qualità e diversità degli habitat.

La versione Sud Europea del RHS è stata adottata per il presente studio con qualche integrazione legata a recenti sviluppi del metodo. Il SE_RHS, infatti, è in fase di ulteriore perfezionamento, ad opera soprattutto di CNR-IRSA (Brugherio), CNR-ISE (Pallanza) e CNR-IRPI (Torino), in collaborazione con ARPA Piemonte (Asti e Novara), APPA Bolzano e HYDROCONTROL (Cagliari). Tale sviluppo è coordinato, in ambito internazionale, con l'Environment Agency britannica e con l'Università di Evora (Portogallo). Inoltre, contributi al lavoro di sviluppo sono stati forniti da Istituti di Ricerca dei seguenti Paesi dell'Europa meridionale: Grecia (National Center for Marine Research - NRCM, Atene), Spagna (Università di Vigo) e Francia (CEMAGREF, Lione). Il metodo, nella sua versione definitiva, verrà presentato nel corso dell'anno 2005.

3.4 - Habitat Modification Score (HMS)

Attraverso l'applicazione del RHS è possibile ricavare un indice che quantifica l'alterazione morfologica: l'Habitat Modification Score (HMS) (Raven *et al.*, 1998a).

Il punteggio finale dell'HMS esprime il livello di severità ed estensione delle alterazioni strutturali presenti a livello dell'alveo e delle rive fluviali. L'indice HMS è calcolato come somma dei punteggi ottenuti sulla base delle singole alterazioni osservate (i.e. modificazioni presenti a livello dello *spot-check*, modificazioni presenti ma non registrate negli *spot-check*, punteggi per alterazioni presenti lungo i 500 m considerati). Alle singole caratteristiche presenti (ad esempio una diga o un'arginatura) sono attribuiti punteggi che variano da 1 a 10. L'indice HMS finale è cumulativo, vale a dire che rappresenta la somma di tutti i singoli punteggi, e può essere interpretato come indicatore del livello di alterazione morfologica globale. Siti in cui l'alveo non presenti modificazioni artificiali avranno un punteggio uguale a zero, mentre alvei altamente ed estesamente modificati acquisiranno un punteggio di 45 o più (vedi Tab. 3.2).

Tab. 3.2 Categorie di HMS per descrivere lo stato fisico del fiume in uso in Gran Bretagna (da Raven *et al.*, 1998a)

PUNTEGGIO HMS	SITO FLUVIALE
0	Inalterato
0-2	Quasi naturale
3-8	Prevalentemente non modificato
9-20	Modificato
21-44	Significativamente modificato
45 o più	Fortemente modificato

3.5 - HQA (Habitat Quality Assessment)

Il River Habitat Survey (RHS), mediante l'applicazione dell'indice Habitat Quality Assessment (HQA) (Raven *et al.*, 1998a), consente anche di stimare la qualità dei siti in base alla diversificazione degli habitat presenti. Si suppone che maggiore è la naturalità di un fiume, più diversificato esso sarà in termini di habitat e di una serie di singole caratteristiche naturali, e.g. tipo di flusso, substrato, naturalità nell'uso del territorio, presenza di alberi, struttura vegetazionale delle rive e del letto fluviale. L'indice viene numericamente

espresso come la somma dei punteggi dati a ciascun aspetto. Caratteristiche rare, come ad esempio cascate di più di 5 m di altezza, portano a punti aggiuntivi.

La descrizione dei siti investigati per mezzo della metodologia RHS richiede che i punteggi dell'HMS e dell'HQA siano utilizzati insieme. In tal modo questi indici possono dare un'indicazione di come la qualità di un habitat e le modificazioni strutturali di un alveo siano legate tra loro.

3.6 - I *flow types*: uno strumento per caratterizzare l'habitat idraulico a livello locale

Negli ultimi anni, si è assistito allo sviluppo di una branca di ricerca in ecologia fluviale focalizzata sullo studio dei "biotopi fisici", con lo scopo di integrare tra loro ecologia, geomorfologia e gestione delle risorse idriche (Padmore, 1997). Tali studi possono fornire una risposta alla necessità di predire quale sia la relazione esistente tra le caratteristiche dei flussi presenti e le eventuali modifiche dell'alveo, informazione utile ad es. quando si voglia intervenire praticamente su un fiume per conservare gli habitat o per crearne di nuovi al fine di incrementare la quantità dell'ecosistema, e.g. in termini di biodiversità.

I "biotopi fisici" forniscono un metodo descrittivo standard per la valutazione delle caratteristiche fisiche presenti in un fiume, basato sul riconoscimento coerente di alcuni aspetti del fiume stesso. Tra i "biotopi fisici", sono stati proposti i cosiddetti "biotopi di flusso", che sono identificati dal "*flow type*" dominante ad essi associato. I "*flow types*" sono spesso associati ad alcune variabili idrauliche selezionate perché buone predittrici dei "*flow types*" stessi. Tra questi descrittori, il più importante è forse il Froude *number* (Jowett, 1993; Wadeson e Rowntree, 1994) (*Fr*), un indice adimensionale che consente il confronto tra aree differenti e che ha dimostrato di essere, in tutti i siti e a tutte le portate, il miglior descrittore dei "*flow types*". In termini idraulici, il Froude *number* descrive parametri grossolani che consentono, però, di classificare i flussi come "subcritici" ($FR < 1$) o "supercritici" ($FR > 1$) a livello di sito fluviale (Davis e Barmuta, 1989). Inoltre, il Froude *number*, sebbene non si riferisca in particolare alle caratteristiche del flusso vicino al substrato, mostra una buona correlazione con la distribuzione degli invertebrati macrobentonici (Statzner, 1981; Jowett *et al.*, 1991).

Il riconoscimento visivo dei principali "*flow types*" è stato inserito nella procedura del River Habitat Survey (Environment Agency, 1997; 2003; Buffagni & Kemp, 2002), non solo perché essi sono collegati ai "biotopi fisici", ma anche perché tale riconoscimento in campo è abbastanza semplice, sebbene fornisca molta informazione. Un riconoscimento basato su immagini fotografiche, invece,

è sconsigliato, dal momento che la maggioranza delle caratteristiche che si utilizzano per discriminare i vari “*flow types*”, tra cui il movimento dell’acqua, necessitano di un’osservazione diretta. Gli aspetti che concorrono a definire i nove “*flow types*” inseriti nel RHS sono:

- l’aspetto della superficie dell’acqua;
- la velocità di corrente dell’acqua;
- la direzione del flusso;
- l’influenza che il substrato del fiume ha sul flusso stesso.

È inoltre importante ricordare che i “*flow types*” presenti in un dato punto di un sito possono modificarsi notevolmente in relazione a variazioni di portata anche minime e del livello del fiume stesso. L’informazione fornita dallo studio dei *flow types* fa quindi riferimento alle condizioni idrauliche e idrologiche presenti al momento del rilievo; ne consegue che consistenti variazioni giornaliere o stagionali di portata, o alterazioni della struttura di rive e canale, possono determinare forti variazioni nelle caratteristiche dell’habitat idraulico in termini di *flow types*. In Tab. 3.3 sono riportate delle definizioni di massima dei *flow types*.

Tab. 3.3 Definizioni dei *flow types* (da “Field Survey Guidance Manual, 2003 Version” modificato)

“Flow type”	Definizione
Cascata/ <i>Free fall</i> (FF)	L’acqua cade verticalmente, ed è visibilmente separata dal substrato sottostante o retrostante. Questo <i>flow type</i> è generalmente associato a cascate naturali.
<i>Chute</i> (CH)	L’acqua scorre lenta e aderente al substrato, con una dolce curvatura. Quando si hanno più <i>flow type</i> “ <i>chute</i> ” in corrispondenza di un unico masso, si crea un profilo a salti.
<i>Broken standing waves</i> (BW)	L’acqua sembra scorrere verso monte, contro corrente. Perché le onde possano essere definite “rotte” è necessario che ad esse siano associate creste bianche e disordinate. Questo <i>flow type</i> è solitamente associato a rapide, anche se è possibile trovarlo in zone di “ <i>riffle</i> ”.
<i>Unbroken standing waves</i> (UW)	L’acqua è associata ad una superficie disturbata, con un tipico profilo a “schiena di drago”. Il fronte dell’onda non è rotto, anche se a volte le creste presentano della schiuma bianca. Questo <i>flow type</i> è in maggioranza associato a zone di <i>riffle</i> , anche se è possibile trovarlo a livello di rapide.
Flusso caotico/ <i>Chaotic flow</i> (CF)	È un misto di tre tra i flussi più veloci (per esempio FF, CH, BW e UW), in cui nessuno è predominante.

segue

segue Tab. 3.3

Incrispato/ <i>Rippled</i> (RP)	La superficie dell'acqua mostra delle piccole increspature simmetriche, generalmente non più alte di un centimetro, che si muovono verso valle. Attenzione: in presenza di vento forte è possibile che il <i>flow type</i> "liscio" (si veda la definizione nel seguito) appaia ad un'analisi superficiale come "increspato"
<i>Upwelling</i> (UP)	Questo <i>flow type</i> è caratterizzato da acqua che sembra in ebollizione, con bolle che arrivano in superficie da porzioni più profonde del fiume. Tale aspetto è dovuto spesso alla presenza di forti flussi che risalgono dal letto del fiume, disturbando la superficie dell'acqua. Si trova generalmente all'uscita di stretti meandri, dietro a strutture interne al canale (per esempio i piloni di sostegno dei ponti) o ai piedi di cascate, toboga, briglie o chiuse. Questo <i>flow type</i> è spesso associato alle "pool" presenti nel fiume; a volte, può determinare erosione laterale delle rive e dei meandri.
Liscio/ <i>Smooth</i> (SM)	Si tratta di un flusso laminare, con superficie priva di turbolenze. Se in dubbio, il riconoscimento può essere facilitato dall'uso di un bastoncino che, messo in acqua, determinerà, in presenza di questo tipo di flusso, la formazione di piccole onde ai suoi lati. Questo <i>flow type</i> è spesso presente a livello delle "glides".
Non percettibile/ <i>No perceptible flow</i> (NP)	È caratterizzato da assenza di movimento dell'acqua. È possibile trovarlo anche in fiumi con regime idrico regolamentato, a valle di dighe, per esempio, oppure in presenza di strutture naturali presenti in alveo, come grossi massi. In questi casi c'è il rischio di confondere questo flusso con il <i>flow type</i> "liscio". Se in dubbio, si può introdurre un bastoncino in acqua ed osservare i cambiamenti della superficie, che devono essere assenti se il <i>flow type</i> è "non percettibile".
Asciutto/ <i>No flow</i> (DR)	Un canale deve essere registrato come asciutto sia che la mancanza di flusso sia dovuta a condizioni naturali sia che sia dovuta all'intervento dell'uomo.

I *flow types* forniscono un metodo accurato per valutare il legame esistente tra il regime idrologico di un fiume e la distribuzione dei suoi habitat fisici. Tale metodo, inoltre, è rapido, semplice e non espone a rischi l'operatore, dal momento che il riconoscimento dei *flow types* può essere condotto dalla riva (Padmore, 1997; Newson *et al.*, 1998a; Padmore *et al.*, 1999).

In aggiunta a quanto detto sinora, è necessario inserire in un contesto più ampio l'importanza dei biotopi di flusso e dei biotopi fisici in generale. Essi, infatti, rappresentano, insieme agli "habitat funzionali", una possibilità di legare tra loro le differenti scale spaziali presenti all'interno di un fiume per ottenere una valutazione dell'integrità ecologica che si basi su una visione più olistica, cioè di insieme, del fiume stesso (Buffagni *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 1992; 1995). Ultimamente, infatti, la meso-scala - nella quale si inseriscono biotopi fisici e

habitat funzionali - è stata riconosciuta come il fulcro essenziale che consente di trasferire le informazioni dalle scale più ampie a quelle inferiori (e.g. Kershner & Snyder, 1992).

In un recente studio Harper et al., (1995) hanno dimostrato che una variabile fisica semplice da determinare - come il *flow type* - può essere messa in relazione con un'altra variabile semplice da calcolare e relativa alla struttura del canale - come la frequenza o il tipo di habitat funzionale - che, a sua volta, è in stretta relazione con la biodiversità. La relazione tra le due variabili indica che esse sono interdipendenti. Dal momento che biotopi fisici e habitat funzionali sono riconoscibili alla stessa scala spaziale, è possibile utilizzare il riconoscimento della diversità dei biotopi di flusso presenti in un fiume per stimarne anche la biodiversità potenziale.

Esistono studi relativi alla relazione tra habitat funzionali e biotopi fisici anche condotti su fiumi italiani: nel Ticino, fiume grande e ricco di meandri che si estende in zona pedemontana e di pianura (Buffagni *et al.*, 2000) e nel Pioverna, piccolo fiume di montagna (Crosa & Buffagni, 1997; Buffagni & Comin, 2000). In entrambi i contesti è stata evidenziata l'esistenza di una relazione tra gli habitat funzionali e i biotopi di flusso.

Per quanto riguarda il Regno Unito, una prima valutazione dei dati raccolti fino al 1995 ha mostrato che la distribuzione degli "habitat funzionali" relativi sia ai substrati minerali sia a quelli vegetali è in relazione con la distribuzione dei corrispondenti biotopi idraulici valutati sulla base dei *flow types*. L'esistenza di tale relazione è incoraggiante in quanto suggerisce che attività di gestione mirate a massimizzare l'eterogeneità dei biotopi idraulici di un fiume (che può essere rapidamente valutata dalla riva) dovrebbero anche massimizzare la diversificazione degli habitat funzionali e, quindi, la biodiversità.

Da quanto detto si evince che, sebbene i concetti di biotopo fisico e di habitat funzionale si basino su diversi presupposti, essi si supportano mutuamente e possono essere integrati. Per questa ragione, essi sono entrambi considerati nel RHS, uno per la descrizione dell'ambiente fisico e l'altro per la descrizione di unità discrete di habitat per le biocenosi (Newson et al., 1998b).

3.7 - Il descrittore LRD: *Lentic-lotic River Descriptor*

Il descrittore LRD (*Lentic-lotic River Descriptor*) qui proposto, basato sui dati raccolti mediante il protocollo del River Habitat Survey (RHS) nella sua versione sud europea (SE_RHS), è stato strutturato appositamente per caratterizzare i siti fluviali in termini di caratteristiche lenticò-lotiche.

L'aggettivo lenticò è qui inteso come riferito ad aree fluviali caratterizzate da acqua prevalentemente ferma, ed è contrapposto all'aggettivo lotico, relativo ad aree fluviali caratterizzate da acqua corrente.

L'applicazione del LRD permette di evidenziare il grado di lenticità/loticità specifico del corso d'acqua nel momento in cui viene effettuato il rilevamento. Il descrittore si basa su informazioni relative a tre componenti, che si riferiscono ad altrettante sezioni del modulo di rilevamento del RHS (Buffagni e Kemp, 2002; IRSA-CNR, 2005):

- la prima prende in esame il canale principale
- la seconda, dove esso sia presente, considera il canale secondario
- la terza sezione comprende le caratteristiche rilevate a livello di *sweep-up* (comuni a tutto il sito).

In particolare, assumono rilievo predominante i tipi di flusso osservati (*flow types*, si veda sopra). Inoltre, viene considerata anche la massima profondità dell'acqua osservata lungo ognuno dei dieci *spot-check*.

Ogni componente comprende una sezione che considera le caratteristiche naturali e un'altra che prende in esame gli effetti dovuti alle alterazioni morfologiche eventualmente presenti. A ogni caratteristica considerata è attribuito un punteggio; i singoli punteggi vengono sommati per ciascuna componente. Il punteggio totale deriva da una ponderazione delle tre componenti. A punteggi positivi corrisponde una condizione tendenzialmente lenticò e a punteggi negativi uno stato lotico. Il descrittore LRD è interamente calcolato sulla base di caratteristiche abiotiche rilevate nel sito in esame.

Per una veloce applicazione del descrittore LRD – come anche di HMS e HQA – è necessaria una conoscenza di base del metodo RHS (Raven *et al.*, 1998a; Environment Agency, 1997; 2003; Buffagni & Kemp, 2002), che qui si ritiene acquisita.

Di seguito vengono riportati i criteri di dettaglio utilizzati nell'attribuzione dei punteggi.

3.7.1 - Canale primario

È necessario osservare se i singoli *spotcheck* siano stati indicati come artificiali per stabilire se i punteggi assegnati contribuiranno al LRD naturale (§ 3.7.4) o artificiale (§ 3.7.4). Se uno *spotcheck* non è stato identificato come artificiale si andranno a osservare le sezioni *right bankface* e *left bank face material*. Se sono presenti le caratteristiche (materiali) indicate in Tab 3.1, e si rileva contemporaneamente l'assenza di barre di deposito, le caratteristiche rilevate nello *spotcheck* vengono comunque considerate artificiali. Nel caso di più canali presenti, l'artificialità viene attribuita al canale posizionato a ridosso della riva interessata dalla modifica.

Tab 3.1 Materiali che possono determinare l'artificialità delle caratteristiche osservate in uno *spotcheck*

Sezione	Caratteristica
Right / Left bankface material	CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA

3.7.1.1 - Flow types – *Spot-check*

Vengono assegnati punteggi ai vari tipi di flusso presenti, come indicato in Tab. 3.4.

Tab. 3.4 Punteggi associati ai vari tipo di flusso

Categoria	Tipo di flusso	Punteggio
Lentici	NO	8
	NP	2
Intermedi	CH, SM, UP	0
	RP	-0,5
Lotici	UW	-1
	BW, CF, FF	-2

Il valore assoluto del punteggio dato ai tipi di flusso tipici di tratti d'acqua corrente è inferiore a quello attribuito ai flussi di acqua ferma. L'aggregazione dei tipi di flusso tra loro per l'attribuzione dei punteggi è stata effettuata considerando il fatto che spesso le zone di acqua ferma rappresentano una barriera per i macroinvertebrati di acque tipicamente correnti (e.g. per la limitata disponibilità di Ossigeno disciolto, la maggior predazione, etc.), più di quanto le zone di acqua corrente lo siano per taxa tipici di acque ferme (i.e. essi possono

semplicemente transitare attraverso tali zone, senza particolari problemi). Operativamente, viene rilevato il numero di volte che un determinato flusso è presente negli *spot-check* e tale numero è quindi moltiplicato per il relativo punteggio (vedi Tab. 3.4). Si utilizzano le informazioni relative sia ai flussi primari che secondari. I flussi registrati come secondari ottengono un punteggio pari al 50% del peso attribuito al flusso primario, i.e. il punteggio totale ottenuto per i flussi secondari viene moltiplicato per 0,5.

3.7.1.2 - Profondità dell'acqua – *Spot-check*

La profondità dell'acqua (valore massimo misurato o stimato lungo lo *spot-check*) è un parametro che viene considerato solo se associato ai flussi primari NP e SM (vedi Tab. 3.5).

Tab. 3.5 Peso attribuito ai diversi valori di profondità osservati negli *spot-check*

Profondità (cm)	Punteggio
>75	1
$25 \leq x \leq 75$	0,5
<25	0

A livello di *spot-check* vengono associati tutti i flussi NP e SM primari con le relative profondità, e quindi moltiplicati per il relativo punteggio.

3.7.1.3 - *Flow types* - Sezione K del SE_RHS

Nell'applicazione del SE_RHS (Buffagni & Kemp, 2002), si suggerisce di contare il numero di volte che ogni *flow type* è presente (se occupa in modo omogeneo un tratto di fiume) lungo i 500 m del rilievo di campo. In Tabella 3.6 viene indicato come convertire il numero di flussi rilevati nella sezione K in punteggi per il descrittore LRD.

Tab. 3.6 Punteggio attribuito ai diversi tipi di flusso rilevati nella sezione k

Presenza	Classe		Absent	Present	Frequent	Very frequent
	Numero di caratteristiche rilevate		0	1-2	3-4-5-6	>7
Tipo di flusso	Lentici	NO	0	16	24	24
		NP	0	4	6	10
	Intermedi	CH, SM, UP	0	0	0	0
		RP	0	-1	-1.5	-2.5
	Lotici	UW	0	-2	-3	-5
		BW, CF, FF	0	-4	-6	-10

Nel caso in cui la presenza di un determinato flusso sia determinata da alterazioni morfologiche, il punteggio per tale flusso viene utilizzato nel calcolo dell'LRDa (vedi § 3.7.4). Se viene ottenuto un punteggio negativo inferiore a -10, per sia flussi naturali sia artificiali, esso verrà comunque posto uguale a -10. In totale si potrà ottenere un minimo di -20.

3.7.1.4 - Substrato – *Spot-check*

Si contano i tipi di substrato naturale presenti a livello degli *spot-check*. Il punteggio è positivo per i substrati “lentici” e negativo per quelli “lotici”. I diversi tipi di substrato vengono raggruppati in tre categorie (vedi Tab. 3.7). Se il *flow type* associato ad un determinato substrato è DR (i.e. sezione asciutta), il substrato non viene conteggiato.

Tab. 3.7 Categorie di substrato considerate

Categoria	Substrato	Punteggio
Lentici	CL, SI, SA	1
Intermedi	GP, BE	0
Lotici	CO, BO	-1
Artificiali	AR	0

A livello di *spot-check*, il substrato secondario viene conteggiato solo se diverso dal primario. Il punteggio complessivo ottenuto per i substrati secondari viene moltiplicato per 0,5.

A PE e NV non viene attribuito alcun punteggio (non classificabile).

3.7.1.5 - Barre di deposito - Sezione K, SE_RHS

La presenza di barre è normalmente associata a zone con scarsa profondità dell'acqua, dove è attesa una maggiore disponibilità d'ossigeno rispetto alle zone più profonde. Per questa ragione, alla presenza di una barra di deposito, sia vegetata sia non vegetata, viene assegnato il punteggio di -0,5, in quanto biocenosi reofile potranno essere avvantaggiate da tale presenza. Nel calcolo dell'LRD, il punteggio totale per questa sezione non potrà, in ogni caso, essere inferiore a -5 punti.

Nel caso in cui la formazione di una barra di deposito sia riconducibile alla presenza di una struttura artificiale che, ad esempio, determini una riduzione locale della velocità di corrente dell'acqua (e.g. un pennello), il punteggio corrispondente deve essere registrato nella sezione barre artificiali e concorrerà a definire l'LRDa (vedi § 3.7.4).

3.7.1.6 - Tipi di vegetazione in alveo/CPOM - *Spot-check*

Ad alcuni tipi di vegetazione vengono attribuiti dei punteggi positivi o negativi a livello di *spot-check*. Alla presenza di detrito organico grossolano (CPOM) viene attribuito il punteggio positivo.

Tab. 3.8 Peso attribuito ai diversi tipi di vegetazione presente in alveo

Caratteristiche	Presenza	Punteggio
Canne/carici/etc. Erbe emergenti, a foglie galleggianti (radicate), a foglie galleggianti (libere)	Present	1
	E ($\geq 33\%$)	3
CPOM	Present	1
	E ($\geq 33\%$)	3
Epatiche/muschi/licheni	Present	-1
	E ($\geq 33\%$)	-3

Se un determinato tipo di pianta acquatica (o il CPOM) è presente su oltre il 33% dell'area osservata lungo lo *spot-check*, il punteggio è più elevato (3) rispetto a quello attribuito per la semplice presenza dello stesso tipo di pianta (1).

Per quanto riguarda la vegetazione lenticola, se in un singolo *spot-check* vengono registrate più caratteristiche di questa categoria, ne viene in ogni caso considerata una sola. In questo caso se una o più caratteristiche sono *extensive* il punteggio da attribuire è quello associato a *extensive*.

Se nello *spotcheck* corrispondente il flusso è DR, non viene assegnato punteggio a nessuna categoria di vegetazione associata.

3.7.2 - Canale secondario

Per il calcolo dei punteggi relativi al canale secondario vengono prese in considerazione le stesse caratteristiche definite per il canale principale, facendo riferimento alle informazioni specificamente acquisite per il canale secondario.

Inoltre, è necessario registrare il numero di *spot-check* interessati dalla presenza di canali secondari e calcolare il rapporto tra la larghezza dell'alveo bagnato occupato dal canale secondario e la medesima occupata dal canale primario.

3.7.3 - Caratteristiche rilevate durante lo *Sweep-up*

3.7.3.1 - *Artificial features* - Sezione D (UK_RHS 2003)

Ad alcune caratteristiche artificiali viene assegnato un punteggio positivo, come descritto in Tab. 3.9.

Tab. 3.9 Punteggio relativo alle caratteristiche della Sezione D

Caratteristica	Dimensione	Punteggio
<i>Weirs/sluiques, Bridges</i> (Ognuno riceve il punteggio)	<i>Major</i>	2
	<i>Intermediate</i>	1
	<i>Minor</i>	0
<i>Culvert</i>	-----	2
<i>Deflectors, Fords</i> (Ognuno riceve il punteggio)	-----	1

La sezione D a cui si fa riferimento è quella della versione del RHS del 2003 (Environment Agency, 2003). Essa corrisponde alla sezione M della versione del 1997 del RHS (Environment Agency, 1997; Raven *et al.*, 1998a).

Se la risposta alla domanda “*Is water impounded by weir/dam?*” è affermativa (cioè esiste una diga/briglia che determina un ristagno dell’acqua del fiume) viene assegnato un punteggio positivo da sommare a quelli ottenuti per le altre componenti.

Tab. 3.10 Punteggio relativo alla domanda “*Is water impounded by weir/dam?*”

Risposta	%	Punteggi
Yes	<33%	3
	E (≥ 33%)	6

Nel caso la risposta sia affermativa si procede anche a verificare se negli *spot-check* i flussi NP e le barre siano determinati da caratteristiche artificiali. In tal caso, i relativi punteggi vengono attribuiti all’LRDa.

3.7.4 - Calcolo del punteggio di LRD del sito

Il punteggio totale del descrittore LRD deriva dalla ponderazione di due componenti:

- Punteggio totale delle caratteristiche naturali riguardanti canale primario e secondario
- Punteggio totale delle caratteristiche artificiali riguardanti canale primario e secondario e le caratteristiche artificiali dello *sweep-up* (Sezione D del RHS)

Al fine di ottenere un'informazione di facile interpretabilità in merito alla lenticità/loticità del sito in esame, i due subindici, LRD_n e LRD_a, relativi rispettivamente alla componenti naturale e a quella determinata dalle alterazioni morfologiche presenti, sono calcolati separatamente.

L'LRD_n è dato dalla ponderazione/somma dei punteggi di tutte le componenti naturali delle sezioni riguardanti sia il canale primario sia il secondario.

L'LRD_a è invece dato dalla ponderazione/somma dei punteggi di tutte le componenti artificiali, delle sezioni riguardanti sia il canale primario sia il secondario che quelle di *sweep-up*.

Le due componenti sono infine sommate per ottenere il valore complessivo di LRD del sito fluviale in esame.

$$LRD = LRD_n + LRD_a$$

3.7.4.1 - LRD_n: Totale ponderato delle caratteristiche naturali

Il descrittore LRD_n comprende le informazioni delle sezioni del canale primario e secondario che riguardano la componente naturale. Al canale secondario è assegnato un peso proporzionale al numero di *spot-check* in cui è presente almeno un canale secondario e al rapporto tra le larghezze medie dell'alveo bagnato del canale secondario e del primario. Il totale ponderato è ottenuto secondo la seguente formula:

$$LRD_n = \frac{(T_{1n} * 10) + (T_{2n} * N_{2n} * RL_n)}{10 + (N_{2n} * RL_n)}$$

dove:

T_{1n} (totale canale primario) = somma delle caratteristiche naturali relative al canale primario.

T_{2n} (totale canale secondario) = somma delle caratteristiche naturali relative al canale secondario.

N_{2n} = numero di *spot-check* nei quali è presente almeno un canale secondario.

RL_n (rapporto larghezze) = rapporto medio tra le larghezze dell'alveo bagnato degli *spot-check* secondari e primari.

In presenza di un unico canale, se non sono presenti caratteristiche naturali, il valore di $LRDn$ non viene calcolato.

Se sono presenti uno o più canali secondari naturali in concomitanza con il primario interamente artificiale, $LRDn$ viene calcolato come:

$$LRDn = T_{2n} * RLn$$

T_{2n} (totale canale secondario) = somma delle caratteristiche naturali relative al canale secondario

RLn (rapporto larghezze) = rapporto medio tra le larghezze dell'alveo bagnato dei rispettivi *spot-check* secondari e primari.

Nel caso in cui non siano presenti caratteristiche naturali nel canale secondario il valore di $LRDn$ viene calcolato semplicemente come

$$LRDn = T_{1n}$$

T_{1n} (totale canale primario) = somma delle caratteristiche naturali relative al canale primario, ovvero come somma delle caratteristiche naturali relative al canale primario, quindi come se il canale secondario non fosse presente.

3.7.4.2 - $LRDa$: Totale ponderato delle caratteristiche artificiali

Comprende le informazioni delle sezioni del canale primario e secondario che riguardano la componente artificiale. Al canale secondario è assegnato un peso proporzionale al numero di volte in cui viene rilevato e al rapporto tra le larghezze medie dell'alveo bagnato del canale secondario e del primario. Il totale ponderato è ottenuto secondo la seguente formula:

$$LRDa = \frac{(T_1 * 10) + (T_{2a} * N_{2a} * RL_a)}{10 + (N_{2a} * RL_a)} + SW_a$$

Dove:

T_{1a} (totale primario) = somma delle caratteristiche artificiali relative al canale primario (inclusa la Sezione K).

T_{2a} (totale secondario) = somma delle caratteristiche artificiali relative al canale secondario (inclusa la Sezione K).

N_{2a} = numero totale di *spot-check* con prevalenza di caratteristiche artificiali rilevati nel canale secondario.

RL_a (rapporto larghezze) = rapporto medio tra le larghezze del alveo bagnato degli *spot-check* secondari e primari.

SWa = somma dei punteggi ottenuti da tutte le caratteristiche artificiali della sezione *sweep-up* (esclusa la Sezione K).

In presenza di un unico canale, se non sono presenti caratteristiche artificiali, il valore di $LRDa$ non viene calcolato. Laddove vi siano uno o più canali secondari esso viene calcolato come:

$$LRDa = (T_{2a} * RLa) + SWa$$

T_{2a} (totale secondario) = somma delle caratteristiche artificiali relative al canale primario.

SWa = somma dei punteggi ottenuti da tutte le caratteristiche artificiali della sezione *sweep-up*

Nel caso in cui non siano presenti caratteristiche artificiali nel canale secondario il valore di $LRDa$ viene calcolato come:

$$LRDa = T_{1a} + SWa$$

T_{1a} (totale primario) = somma delle caratteristiche artificiali relative al canale primario.

SWa = somma dei punteggi ottenuti da tutte le caratteristiche artificiali della sezione *sweep-up*

3.7.4.3 - Interpretazione dei punteggi

L'indice LRD assume punteggi positivi nel caso di corsi d'acqua a carattere comparativamente lentico e può raggiungere valori di circa 50 nel caso di siti con caratteristiche estremamente lentiche (i.e. con acqua ferma). Può raggiungere valori fino a circa 90 nel caso siano presenti tratti dell'alveo fluviale in condizioni di asciutta.

Il descrittore LRD assume valori negativi in corsi d'acqua a carattere più tipicamente lotico, fino a raggiungere valori di circa -75 nel caso di siti caratterizzati dalla presenza di habitat idraulici estremamente reici.

3.8 - Considerazioni conclusive

Il descrittore LRD è stato concepito come strumento per la caratterizzazione idrologica a scala locale dei siti fluviali, con particolare attenzione alle caratteristiche potenzialmente più rilevanti in termini di habitat dei macroinvertebrati bentonici. A tale riguardo, esso ha mostrato un'ottima capacità di sintetizzare un tipo di informazione fondamentale nel delineare i gradienti

biologici (si vedano i Cap. 7 e 8), cioè quegli aspetti del carattere lenticoloitico dei fiumi effettivamente importanti per le biocenosi. Vale infatti la pena di ricordare come il LRD sia calcolato da dati raccolti lungo un tratto di fiume lungo 500 m, mentre le comunità bentoniche sono state raccolte – per quanto riguarda i dati discussi nel presente Quaderno – in un tratto di circa 50 m, corrispondente al secondo *spot-check* (da valle) del RHS. L'ottima corrispondenza dei dati biologici (bentos) ed abiotici (LRD), nonostante le due differenti scale di indagine, conferma l'efficacia del descrittore LRD nel delineare l'habitat idraulico (e, indirettamente, il carattere idrologico) del sito in esame.

Il descrittore LRD sembra inoltre offrire buone potenzialità di utilizzo (si veda il Cap. 8) nella messa a punto di linee guida e piani di monitoraggio basati sull'uso degli invertebrati bentonici, soprattutto quando la variabilità della portata fluente può avere, sulle biocenosi, effetti simili a quelli dell'inquinamento organico delle acque. È peraltro assai verosimile che esso possa descrivere adeguatamente gli aspetti idraulici locali anche per componenti biocenotiche diverse dai macroinvertebrati bentonici (e.g. i pesci e macrofite).

L'applicazione del RHS, sebbene in grado di supportare un grande numero di interpretazioni dell'ambiente fluviale, previa un'adeguata elaborazione dei dati, ha offerto, ad oggi, la derivazione – in modo automatico – dei soli indici HQA e HMS. Essi, come visto, sono in grado di fornire, rispettivamente, elementi sulla qualità dell'habitat (soprattutto in termini di diversificazione) e sull'alterazione morfologica dei siti fluviali. Una volta combinati, consentono, per i fiumi della Gran Bretagna, di derivare un giudizio utile per la classificazione in termini idromorfologici e, quindi, per una corretta applicazione della WFD. È stato peraltro verificato (Buffagni, dati non pubblicati) come la scala di valori dell'indice HMS utilizzata per i fiumi inglesi, pur essendo l'indice un adeguato descrittore dei gradienti di alterazione morfologica (e.g. Balestrini *et al.*, 2004), vada adattata ai fiumi sud europei per essere direttamente utilizzata in termini di classificazione. Inoltre, lo stesso uso dell'indice HQA a fini di classificazione diretta – in assenza di dataset di adeguate dimensioni - può non essere praticabile o risultare in qualche modo discutibile, facendo esso quasi esclusivo riferimento alla presenza e diversificazione degli habitat fluviali. In questo contesto, gli aspetti più prettamente 'idrologici' - a scala locale, cioè quella di applicazione di tutti i metodi di assessment idromorfologico attualmente in uso in Europa per la WFD – sono senza dubbio trascurati. Il confronto tra valori attesi di LRD, in assenza di alterazioni idrologiche, e valori osservati potrà consentire di stimare la deviazione da condizioni di naturalità del sito, su base locale e su scala temporale definita. Il descrittore LRD si propone cioè di offrire alcuni elementi conoscitivi in termini di idrologia locale, consentendo così di giungere ad una valutazione globale dei siti fluviali – per la WFD – non solo in termini di qualità morfologica

(i.e. mediante l'uso di HMS o derivati) ma anche in relazione agli aspetti idrologici, di assoluta rilevanza in tutta Europa e, in particolare, nell'area mediterranea.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. Marcello Cazzola (CNR-IRSA) per il contributo fornito durante la revisione del manoscritto.

Il presente lavoro è stato compilato nell'ambito delle attività dei progetti STAR (EU EVK1-CT2001-00089) e MICARI (MIUR, D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").

Bibliografia

- Balestrini R., M. Cazzola e A. Buffagni. 2004. Riparian ecotones and hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. In: D. Hering, P.F.M. Verdonshot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 365-379.
- Buffagni A. e Comin E., 2000. Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia* 422/423: 183-195
- Buffagni A., Crosa G., Harper D.M. e Kemp J., 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, Northern Italy). *Hydrobiologia*, 435: 213-225.
- Buffagni & Erba, 2002. Guidance for the assessment of Hydro-morphological features of rivers within the STAR Project. www.eu-star.at, 20+18 pp.
- Buffagni, A. e J. L. Kemp, 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European rivers. *J. Limnol.* 61 (2): 199-214.
- Crosa G. e Buffagni A., 1997. Caratteristiche ecologiche degli habitat fluviali. *Quaderno dell' Istituto di Ricerca sulle Acque*, 103: 137-151.
- Davis J.A. e Barmuta L.A., 1998. An ecological useful classification of mean and near-bed flow in streams and rivers. *Freshwater Biology* 21: 271-282.
- Environment Agency, 1997. *River Habitat Survey, 1997 field survey guidance manual*. Environment Agency.
- Environment Agency, 2003. *River Habitat Survey in Britain and Ireland - Field Survey Guidance Manual: 2003 Version*. Warrington, Cheshire WA4 1HG.

- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1-72.
- Harper, D. M., C. D. Smith e P. J. Barham, 1992. Habitat as the building blocks for river conservation assessment. In P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (eds). *River Conservation and Management*, John Wiley and Sons Ltd, Chichester: 311-319.
- Harper, D. M., C. D. Smith, P. J. Barham e R. Howell, 1995. The ecological basis for the management of the natural environment. In D. M. Harper and A. J. D. Ferguson (eds). *The Ecological Basis for River Management*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester: 219-238.
- IRSA-CNR 2005. Il River Habitat Survey Sud Europeo: Principi e schede di applicazione. *Notiziario dei Metodi Analitici Ist. Ric. Acque* Luglio 2005 (in preparazione).
- Jowett I.G., 1993. A method for objectively identifying pool, run and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 27: 41-248.
- Jowett, I. G., J. Richardson, B. J. F. Biggs, C. W. Hickey e J. M. Quinn, 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium* spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25: 187-199.
- Keshner J. L. e Snyder W.M., 1992. Importance of an habitat level classification system to design instream flow studies. In Boon P.J., Calow P., Petts G.E. eds, *River Conservation and Management*. John Wiley and Sons, Chichester. U.K.: 179-192.
- Newson, M.D., M.J. Clark, D.A. Sear e A. Brookes. 1998a. The geomorphological basis for classifying rivers. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 415-430.
- Newson M.D., Harper D.M., Padmore C.L., Kemp J.L. e Vogel B., 1998b. A cost-effective approach for linking habitats, flow types and species requirements. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 431-446.
- Padmore, C.L. 1997. Biotopes and their hydraulics: a method for defining the physical component of freshwater quality. In *Freshwater Quality: defining the indefinable?* (eds P.J. Boon and D.L. Howell), pp. 251-257. SNH, Edinburgh.
- Padmore, C.L., M.D. Newson e E. Charlton. 1999. Instream habitat in gravel-bed rivers: identification and characterization of biotopes. In *Gravel-bed rivers in*

- the environment (eds P.C. Klingeman, R.L. Beschta, P.D. Komar and J.B. Bradley), pp. 345-364. Water Resources Publications, Englewood, Colorado.
- Raven P.J., Holmes T.H., Dawson F.J.H. Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I.R. e Rouen K.J., 1998a. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. River Habitat Survey No. 2, May 1998. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.
- Raven P. J., P. J.Boon, F. H. Dawson e A. D. J. Ferguson, 1998b. Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 383-393.
- Raven P. J., N. T. H. Holmes, M. Naura e F. H. Dawson, 2000. Using river habitat survey for environmental assessment and catchment plan in the U.K. *Hydrobiologia* 422/423: 359-367.
- Statzner, B. 1981. A method to estimate the population size of benthic macroinvertebrates in streams. *Oecologia*, 51: 157-161.
- Wadeson R.A. e Rowntree K.M., 1994. A hierarchical geomorphological model for the classification of South African river system. In: Uys, M.C. (ed). Classification of rivers and environmental health indicators. Proceedings of a joint SA-Australian workshop. February 7-14, 1994, Cape Town, South Africa. Water Research Commission Report no. TT63/94.

4 - CAMPIONAMENTO E METODI PER LA QUANTIFICAZIONE DEL GRADO DI LENTICITÀ-LOTICITÀ DELLE BIOCENOSI ACQUATICHE

Erba S., Cazzola M., Somaré S., Buffagni A.

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (MI) Italy

e-mail: erba@irsa.cnr.it, buffagni@irsa.cnr.it

Riassunto

Sono presi in considerazione i metodi e gli strumenti usati per la caratterizzazione fisica e chimica (alcuni parametri in accordo con D.Lvo. 152/99) degli ecosistemi fluviali. È presentato l'indice IFF applicato per valutare la qualità generale dei siti. Vengono inoltre descritti i metodi di campionamento AQEM e IBE e alcuni indici biotici calcolati per una rappresentazione delle comunità macrobentoniche (IBE, ASPT) e di come queste varino in funzione dei principali gradienti ambientali. È riportata la descrizione dell'indice LIFE, utile per delineare la struttura della comunità macrobentonica in funzione delle sue caratteristiche in termini di lenticità-loticità.

Summary

Methods and tools are considered, some of which are in accordance with the D.L.vo 152/99 for the physico-chemical characterization of rivers. The IFF index, used to assess the overall quality of river sites is also presented. Different methods in the collection of benthic invertebrates, the AQEM and IBE methods, are described, along with the biotic indices (IBE, ASPT) calculated for representing benthic communities in a simple way. Furthermore, the LIFE index is described, which supports the interpretation of the benthic community structure in terms of its lentic-lotic character.

4.1 - Introduzione

Al fine di caratterizzare in maniera completa i corsi d'acqua studiati in questa ricerca, sono stati utilizzati diversi metodi di analisi, sia di tipo chimico-fisico, sia idromorfologici (Cap. 3), sia metodi di analisi della componente biologica. L'utilizzo di un approccio di questo genere permette di comprendere al meglio gli aspetti legati all'integrità ecologica del corso d'acqua. Solo con il

supporto di adeguati dati chimico-fisici e idromorfologici è possibile procedere a una corretta interpretazione delle dinamiche della fauna bentonica.

Il tratto fluviale è stato descritto grazie a parametri fisici, quali i.e. velocità, profondità, temperatura, portata e turbolenza e dal punto di vista chimico in accordo con gli standard selezionati nel D.L.vo 152/99.

L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale IFF (Siligardi et al. 2000), sviluppato per descrivere la funzionalità fluviale, permette di valutare il degrado generale dei siti studiati (Balestrini *et al.*, 2004). Per l'analisi della componente idrologica e morfologica è stato utilizzato il *River Habitat Survey* (RHS), presentato nel Capitolo 3.

La raccolta della fauna macrobentonica ha previsto l'utilizzo del metodo AQEM (Buffagni *et al.*, 2001) e del metodo IBE (Ghetti 1997, APAT-IRSA 2004). I dati biologici sono stati elaborati calcolando alcuni indici biotici, ampiamente utilizzati a livello europeo, che permettono di mettere in luce varie caratteristiche della struttura e composizione della comunità macrobentonica. Lo scopo di questo capitolo è quello di presentare e descrivere i metodi a cui si farà riferimento nelle sezioni successive, al fine di comprendere come e quanto questi metodi subiscano l'influenza della variabilità idrologica, anche quando essi dovrebbero dare un'informazione indipendente dall'idrologia.

4.2 - Caratterizzazione chimico-fisica delle acque

4.2.1- Parametri fisici

Sono stati misurati i seguenti parametri fisici:

Velocità di corrente e profondità dell'acqua.

Per ogni replica di campionamento è stato determinato il valore di velocità dell'acqua a circa 2/3 dal fondo, mediante un mulinello idrometrico meccanico, SIAP modello 4001. Lo strumento fornisce valori espressi in numero di giri al secondo. L'intervallo di tempo considerato è stato, di norma, di 30 secondi. La conversione in ms^{-1} è stata attuata per mezzo delle seguenti formule:

$$V=0,2466 N +0,0113 \quad \text{con } 0,530 < N < 7,583$$

$$V=0,2479 +0,0015 \quad \text{con } 7,538 < N < 14,182$$

dove N = numero di giri al secondo.

Questo parametro è stato misurato per ogni replica; le misure sono state eseguite con una riga rigida graduata lunga 200 cm.

I valori di velocità di corrente e profondità utilizzati nelle analisi dei dati sono stati ottenuti come media dei valori osservati nelle dieci repliche di *riffle* di ogni sito (i.e. quelle a cui in genere ha fatto riferimento il campione biologico analizzato).

Temperatura.

Le misure, effettuate per ciascun sito di campionamento, sono state effettuate con uno strumento elettronico modello OXI 330/340 SET.

4.2.1.1 - Portata

Per ogni sito e per ogni stagione in cui si è svolto il campionamento è stata effettuata una stima della portata, che rappresenta il volume d'acqua che transita per una sezione trasversale nell'unità di tempo. Essa è espressa come il prodotto della velocità dell'acqua per l'area della sezione trasversale. Per la determinazione della portata si è operato nel seguente modo: l'area della sezione trasversale è stata suddivisa in sottosezioni, all'interno delle quali si è misurata la velocità media (calcolata su due misure di velocità: di superficie e di profondità, quest'ultima misurata a 2/3 dal fondo).

Il valore di portata è quindi calcolato mediante seguente formula:

$$Q = \sum (a V_m)$$

dove: Q = portata

a = area della sezione rettangolare

V_m = velocità media della corrente in ogni sottosezione

4.2.1.2 - Turbolenza

La turbolenza è stata stimata attraverso il calcolo del Froude number (*Fr*) Questo è un indice adimensionale e rappresenta la *ratio* (rapporto) tra la velocità e la profondità, o anche tra le forze inerziali e quelle gravitazionali. Esso è stato calcolato con la formula indicata in Statzner *et al.* (1988):

$$Fr = V_m / (g * d)^{1/2}$$

dove: V_m = velocità media calcolata in m/sec

d = profondità in m

g = costante di gravità, pari a 9,81 m/sec

4.2.2 - Parametri chimici

Per caratterizzare i siti studiati e quantificare l'eventuale presenza di inquinamento organico delle acque, sono stati presi in esame alcuni parametri chimici scelti in accordo con quanto prescritto dalla Legislazione vigente (D.L.vo 152/99).

In ogni sito sono stati misurati, direttamente su campo, i seguenti parametri chimici: ossigeno disciolto (mg/l), percentuale di saturazione di ossigeno (%). Entrambi i parametri sono stati misurati con lo strumento elettronico modello OXI 330/340 SET.

Misure di [N-NO₃] (mg/l), [N-NH₄] (mg/l), Fosforo totale (µg/l) sono state effettuate con uno spettrofotometro da campo DR. LANGE modello Lasa 100, mentre per la valutazione dei parametri *Escherichia coli* (UFC/100 ml) e BOD₅ (mg/l) ci si è avvalsi della collaborazione di laboratori esterni, competenti per questo tipo di analisi. Le analisi chimiche condotte sui campioni di acqua prelevati non hanno previsto misure di COD. Oltre ai parametri previsti dal D.L.vo 152/99 sono stati misurati (in laboratorio) la durezza (d°F) e i cloruri totali (mg/l), gli ortofosfati (µg/l) ed il pH. La conducibilità (µS/cm) è stata misurata in laboratorio ad una temperatura di 20 °C.

4.3 - Aspetti di qualità generale dei siti studiati

4.3.1 - IFF (Indice di Funzionalità Fluviale)

Per la valutazione della qualità globale (degrado generale) dei siti studiati, è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) (Siligardi et al., 2000), che deriva dal metodo RCE (*Riparian, Channel and Environmental*) svedese (Petersen, 1992). Questo indice è stato originariamente sviluppato per valutare l'efficienza di ciclizzazione della materia organica del corso d'acqua, può servire nell'organizzazione e nello sviluppo di piani di gestione e di monitoraggio ambientale e nel determinare le priorità di intervento. Scopo di questo indice è monitorare la qualità ecologica globale e la potenziale funzionalità di un fiume mediante l'analisi dello stato della vegetazione riparia, del territorio circostante e delle condizioni biologiche. La struttura dell'indice è costituita da 14 domande con quattro opzioni di risposta in ordine di funzionalità decrescente. Nei dati qui presentati l'indice IFF è stato calcolato senza considerare la domanda relativa al benthos, studiato più approfonditamente mediante metodi appropriati.

Tab. 4.1 Livelli di funzionalità fluviale e classi corrispondenti ricalcolati per escludere l'informazione relativa agli invertebrati acquatici (Balestrini *et al.*, 2004)

Punteggio IFF	CLASSE
280-244	I
243-234	I-II
233-188	II
187-169	II-III
168-113	III
112-94	III-IV
93-57	IV
56-48	IV-V
47-13	V

4.4 - Campionamento e identificazione dei taxa bentonici

4.4.1- Il campionamento AQEM

La metodologia di campionamento sviluppata per il progetto AQEM si articola in diverse fasi. Il campionamento viene effettuato su un tratto di fiume rappresentativo della lunghezza di 25-50 m, all'interno del quale viene riconosciuta, ove essa esista, una sequenza *riffle-pool*. In particolare per area di *riffle* si intende un'area a prevalente carattere erosionale caratterizzata da granulometria più elevata e velocità di corrente maggiore rispetto all' area di *pool* (area deposizionale). Il campionamento è di tipo multihabitat proporzionale (Barbour *et al.* 1999) e prevede la raccolta di 20 repliche. Propedeutica alla raccolta è la stima della composizione in microhabitat sulla base della quale 10 repliche vengono posizionate nel tratto di *riffle* e 10 nel tratto di *pool*, dal momento che le due aree in genere presentano estensioni simili e comunità differenti (e.g. Buffagni *et al.*, 2004). Il campionamento viene effettuato utilizzando una rete surber (0.05 m²) oppure un retino immanicato per zone a maggior profondità. Le repliche raccolte nelle due aree vengono tenute separate: ogni sito risulta quindi caratterizzato da due campioni. Nella presente ricerca per Cilento ed Emilia (progetto AQEM) sono stati utilizzati i campioni raccolti con il metodo AQEM relativi all'area di *riffle*.

4.4.2 - Il campionamento IBE

Il campionamento viene condotto in una sezione di fiume in un'area corrispondente ad un "riffle". Dove possibile, si dovrebbe campionare lungo un transetto obliquo che attraversa l'alveo bagnato nella sua interezza, da sponda a

sponda, nella direzione di risalita del corso d'acqua (Ghetti, 1997). Il transetto ideale deve ricoprire un buon numero di microhabitat evitando però la somma di biotipologie diverse. Lo strumento che si utilizza per campionare è il retino immanicato, che va posizionato contro corrente, ben appoggiato sul fondo. Il metodo prevede lo smistamento in vivo del campione; deve inoltre essere fornita un'indicazione dell'abbondanza relativa dei diversi taxa. I campioni IBE e i campioni AQEM riffle risultano confrontabili. Per caratterizzare le comunità bentoniche dei siti in Toscana (progetto STAR) e Sardegna (MICARI e TempQsim) inclusi nelle analisi presentate nel presente quaderno sono stati utilizzati campioni IBE.

4.4.3 - Identificazione degli organismi bentonici

Il livello di determinazione degli organismi, differente per i diversi gruppi bentonici, è stato di norma quello di famiglia o genere, come riportato in Tab. 4.2 (Ghetti, 1997). Gli Efemerotteri sono stati identificati a livello di Unità Operazionale (Buffagni, 1999; 2002).

Tab. 4.2 Livello utilizzato di determinazione dei taxa

TAXA	LIVELLO DI DETERMINAZIONE
Plecotteri	Genere
Efemerotteri	Unità Operazionale
Tricotteri	Famiglia
Coleotteri	Famiglia
Ditteri	Famiglia
Odonati	Genere
Oligocheti	Famiglia
Gasteropodi	Genere
Bivalvi	Genere
Tricladi	Genere
Eterotteri	Genere/Famiglia

4.5 - Comunità macrobentoniche – Indici biotici applicati

Vengono di seguito descritti gli indici biotici calcolati per caratterizzare le comunità bentoniche e che verranno di seguito correlati alle caratteristiche di lenticità/loticità dei siti studiati.

4.5.1 - L'indice IBE (Indice Biotico Estesio)

Introdotta come analisi obbligatoria sul biota dal D. L.vo 152/99, l'Indice Biotico Estesio ha come scopo quello di valutare la qualità di ambienti di acque correnti, sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento delle acque o dei sedimenti o da rilevanti alterazioni fisiche dell'alveo bagnato. I presupposti su cui si basa l'indice sono quelli di valutare la ricchezza in taxa (cioè quanto è diversificata al suo interno la comunità) e la presenza dei taxa più sensibili ai fattori di stress. In particolare il metodo si basa sul confronto fra la composizione di una comunità 'attesa' (intesa come comunità che dovrebbe colonizzare i corsi d'acqua in condizioni di buona efficienza dell'ecosistema) e la composizione della comunità presente nel tratto del fiume in cui è stato prelevato il campione.

Il valore dell'indice viene espresso con un numero intero, che si ottiene da una tabella a due entrate (Ghetti, 1997; APAT-IRSA, 2004) e che riassume le informazioni raccolte dall'analisi della comunità macrobentonica. Esiste poi una seconda tabella per la conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità, che vanno dalla classe I (a cui corrisponde un ambiente non inquinato) alla classe V (a cui corrisponde un ambiente fortemente inquinato).

4.5.2 - ASPT (*Average Score per Taxon*) e BMWP (*Biological Monitoring Working Party score*)

Il BMWP (Armitage et al., 1983; Chester, 1980) è ampiamente utilizzato in Gran Bretagna per determinare la presenza di inquinamento organico nei fiumi. Viene assegnato un punteggio a 85 famiglie di organismi macrobentonicici, in base al loro livello di sensibilità agli inquinanti organici. I punteggi variano da 1 (per organismi tolleranti) a 10 (per organismi sensibili). Il punteggio finale del BMWP è dato dalla somma dei punteggi delle famiglie presenti: più alto è il punteggio, migliore è la qualità dell'acqua del fiume.

L'indice ASPT, derivato dall'indice BMWP, viene anch'esso usato per la rilevazione dell'inquinamento organico nel fiume. Il suo punteggio viene ottenuto dividendo il valore di BMWP per il numero totale delle famiglie raccolte.

4.5.3 - L'indice LIFE e il carattere lenticolo-tico delle comunità macrobentoniche

L'indice LIFE, acronimo per Lotic- invertebrate Index for Flow Evaluation, è stato messo a punto recentemente in Inghilterra (Extence et al., 1999) e si prefigge di quantificare l'eventuale occorrenza di variazioni di portata significative di un fiume, dovute sia a interventi antropici che a variazioni naturali, basandosi sulla struttura della comunità macrobentonica del fiume stesso. È stato infatti spesso osservato che molti invertebrati acquatici hanno preferenze per particolari velocità di corrente o tipi di flusso (e.g. Chutter, 1969;

Hynes, 1970; Statzner *et al*, 1988; Brooks, 1990) e che, quindi, la struttura di una comunità macrobentonica può subire modificazioni in seguito a variazioni idrologiche del fiume sia come conseguenza diretta che indiretta, qualora ciò implichi alterazione degli habitat presenti (Petts & Maddock, 1994; Petts & Bickerton, 1997). L'indice LIFE si basa quindi sul presupposto di poter sintetizzare l'effetto della struttura in habitat (soprattutto dei cosiddetti habitat idraulici) sulla struttura della comunità macrobentonica. Esso è interamente calcolato sulla base di caratteristiche biologiche osservate nel sito in esame, e.g. può essere calcolato sullo stesso campione raccolto per l'applicazione del metodo IBE.

Per calcolare il valore dell'indice LIFE ci si serve di una matrice a due entrate (vedi Tab. 4.3), nella quale le righe rappresentano le sei categorie di flusso a cui un taxon può essere associato, mentre le colonne le categorie di abbondanza.

Tab. 4.3 Punteggi (*Scores*) (f_s) per le differenti classi di abbondanza dei taxa associati con i gruppi di flusso da I a VI (Da Extence *et al.*, 1999: come modificato da Furse – Center for Ecology and Hydrology CEH - per il progetto EC STAR)

Gruppo di flusso LIFE	Categorie di abbondanza (numero individui)			
	A (1-9)	B (10-99)	C (100-999)	D (1000+)
I Rapido	9	10	11	12
II Moderato/Rapido	8	9	10	11
III Lento	7	7	7	7
IV Debolmente in movimento/ Fermo	6	5	4	3
V Fermo	5	4	3	2
VI Taxon adattato a periodi di asciutta	4	3	2	1

Per sapere a quale delle sei categorie di flusso è correlata una famiglia o una specie ci si serve di una lista che è stata stilata sulla base di informazioni fornite dagli esperti del settore (i.e. *expert judgment*), derivate dalla letteratura o ottenute mediante analisi statistiche (vedi Tab. 4.4).

Tab. 4.4 Gruppi di flusso per il macrobenthos fluviale, associazioni ecologiche e velocità di corrente definite (Extence et al., 1999)

Gruppo	Preferenza di flusso	Velocità di corrente (indicativa)
I	Taxa associati principalmente a flusso rapido	> 100 cm/s
II	Taxa associati principalmente a flusso da moderato a veloce	20 - 100 cm/s
III	Taxa associati principalmente a flusso lento	< 20 cm/s
IV	Taxa associati principalmente a flusso lento o nullo	Nulla
V	Taxa associati principalmente a flusso nullo	Nulla
VI	Taxa associati principalmente a siti soggetti a periodi di asciutta	Nulla

Nel corso della presente ricerca i valori attribuiti ai diversi taxa sono stati assegnati in accordo a Furse (CEH, *pers. comm.*, modificati da Extence et al., 1999), per consentirne l'applicazione su scala europea (vedi Tab. 4.5).

L'indice LIFE nella presente formulazione può essere calcolato mediante l'uso del software AQEMrap (versione 2.3, scaricabile gratuitamente presso il sito web www.aqem.de), ora denominato ASTERICS (www.eu-star.at).

Tab. 4.5 Punteggi assegnati alle varie Famiglie di macroinvertebrati per il calcolo dell'Indice LIFE (Da Extence et al., 1999: come modificato da Furse – Center for Ecology and Hydrology CEH - per il progetto EC STAR)

Taxon	LIFE flow group	Taxon	LIFE flow group	Taxon	LIFE flow group
Planariidae	4	Potamanthidae	3	Hydraenidae	4
Dugesiiidae	4	Ephemeridae	2	Helophoridae	4
Dendrocoelidae	4	Ephemerellidae	2	Spercheidae	4
Meritidae	2	Caenidae	4	Hydrochidae	5
Viviparidae	3	Taeniopterygidae	2	Scirtidae	4
Valvatidae	4	Nemouridae	4	Elmidae	2
Hydrobiidae	4	Leuctridae	2	Sialidae	4
Sithyniidae	4	Capniidae	1	Osmylidae	2
Physidae	4	Perlodidae	1	Sisyridae	4
Lymnaeidae	4	Perlidae	1	Rhyacophilidae	1
Acroloxidae	4	Chloroperlidae	1	Glossosomatidae	2
Margaritiferidae	2	Platycnemididae	4	Hydroptilidae	4
Unionidae	4	Coenagrionidae	4	Philopotamidae	1
Sphaeriidae	4	Lestidae	4	Psychomyiidae	2
Dreissenidae	4	Calopterygidae	3	Ecnomidae	3
Piscicolidae	2	Gomphidae	2	Polycentropodidae	4
Glossiphoniidae	4	Cordulegastridae	2	Hydropsychidae	2
Hirudinidae	4	Aeshnidae	4	Phryganeidae	4
Haemopidae	4	Corduliidae	4	Brachycentridae	2
Erbodellidae	4	Libellulidae	4	Lepidostomatidae	2
Argyronetidae	6	Mesoveliidae	5	Limnephilidae	4
Chirocephalidae	6	Hebridae	4	Apataniidae	5
Triopsidae	6	Hydrometridae	4	Goeridae	1
Mysidae	5	Veliidae	4	Beraeidae	2
Astacidae	2	Gerridae	4	Sericostomatidae	2
Cambaridae	2	Nepidae	5	Odontoceridae	1
Asellidae	4	Naucoridae	4	Molannidae	4
Corophiidae	3	Aphelocheiridae	2	Leptoceridae	4
Gammaridae	2	Notonectidae	4	Tipulidae	4
Crangonycitidae	4	Pleidae	4	Cylindrotomidae	4
Siphonuridae	6	Corixidae	4	Limoniidae	4
Astacidae	4	Halplidae	4	Pediciidae	2
Ameletidae	1	Hygrobiidae	5	Ptychopteridae	2
Baetidae	2	Dytiscidae	4	Chaoboridae	5
Heptageniidae	1	Noteridae	4	Culicidae	5
Arthropleidae	3	Gyrinidae	4	Simuliidae	2
Leptophlebiidae	2	Hydrophilidae	4	Syrphidae	5

Per il calcolo dell'indice LIFE, viene definito uno score f_s per ogni taxon (vedi Tab. 4.5). Con la formula sotto riportata è quindi possibile calcolare il valore finale dell'indice.

$$\text{LIFE} = \sum (f_s) / n$$

dove:

n = numero totale di taxa trovato nel campione;

$\sum (f_s)$ = somma di tutti i singoli punteggi ottenuti per il campione.

Bassi valori di questo indice sono generalmente associati a fiumi con bassa portata e condizioni tendenzialmente lentiche, a differenza dei valori alti, associati a fiumi con portata più elevata e condizioni decisamente lotiche. Applicato ad uno stesso sito per più stagioni, questo indice può fornire indicazioni sulla tendenza di un sito ad andare in secca.

Il protocollo previsto per il prelievo del macrobenthos e il calcolo dell'indice LIFE si basa su una raccolta proporzionale, per cui ogni microhabitat viene campionato in base alla sua ricorrenza all'interno del fiume. Questo protocollo è comparabile a quelli utilizzati per la raccolta dei dati nel corso del presente studio.

4.6 - Conclusioni

L'applicazione dell'indice LIFE (Extence et al., 1999) è una sostanziale novità in ambito italiano. Questo indice nasce in Inghilterra per valutare specialmente fenomeni di variazione idrologica dovuta a prelievi di acqua ad uso antropico (Extence et al., 1999). Esso presenta il considerevole vantaggio di poter essere calcolato sul campione raccolto per l'applicazione del metodo standard nazionale italiano, senza richiedere un differente campionamento della fauna bentonica.

L'indice LIFE è stato ideato per valutare l'effetto dei prelievi idrici su fiumi tendenzialmente caratterizzati da un'elevata omogeneità di flusso, dove cioè non esistano rilevanti differenze tra le diverse aree fluviali in termini di e.g. velocità di corrente, turbolenza o alternanza *pool-riffle*, come osservabile generalmente in molti tipi fluviali inglesi. I fiumi sud europei presentano invece una evidente discontinuità di habitat, intesa come sequenza di *riffle* e *pool*. Ne consegue quindi che in fiumi ad elevata diversificazione degli habitat idrologici, come quelli mediterranei, esso possa di fatto valutare differenze locali tra le comunità presenti nel fiume e non un'effettiva alterazione idrologica a livello di

sito. Di conseguenza, in tali fiumi, è necessario definire in modo inequivoco in quale settore fluviale verrà effettuato il campionamento (i.e. *pool*, *riffle* o entrambi).

Nell'ambito del progetto europeo AQEM (AQEM Consortium, 2002; Hering *et. al.*, 2004) è emersa la necessità di valorizzare le differenze esistenti tra le aree di *pool* e *riffle* (Buffagni *et. al.*, 2004; Brabec *et. al.*, 2004). Queste aree, essendo distinte da un diverso carattere idraulico, presentano una componente biologica determinata dalle diverse preferenze autoecologiche dei taxa ivi residenti legate alla lenticità/loticità del sito fluviale. Per limitare una componente di variabilità interna del campione, legata alla discontinuità degli habitat idraulici (i.e. di flusso), si è optato per effettuare un campionamento che tenga separate le repliche effettuate nelle due diverse aree (Buffagni *et. al.*, 2001; 2004). In particolare, in area mediterranea è stato osservato come le aree di *pool* forniscono informazioni più significative rispetto a quelle di *riffle* anche perché risentono in maniera minore degli effetti della variazione idrologica naturale legata alla stagionalità (Buffagni *et al.*, 2004). Infatti, le aree di *riffle*, al diminuire della disponibilità di acqua, sia per cause antropiche sia dovuta a fenomeni naturali, tendono a perdere il proprio carattere di loticità per avvicinarsi quindi a condizioni più tipiche delle aree di *pool*. Per questa ragione la scelta di effettuare il monitoraggio in aree di *riffle* potrebbe rivelarsi inadeguata in alcuni periodi dell'anno. Questo per almeno due diverse ragioni. La prima è che un sistema di valutazione progettato per operare in aree ad elevata velocità di corrente perde efficienza ed affidabilità se applicato in tratti fluviali con basse velocità di corrente, in quanto la principale fonte di variabilità per le comunità bentoniche è il grado di limno-reofilia delle specie presenti. In secondo luogo le aree di *pool* sembrano essere più adatte a fornire informazioni sulla qualità dell'acqua, dato che la variabilità delle biocenosi di queste aree dipende principalmente dai carichi di inquinanti e solo in minor misura da alterazioni idrologiche. Per queste ragioni, appare verosimile che al fine del monitoraggio della qualità ecologica dei corsi d'acqua mediterranei sia più adeguata la scelta, come area di campionamento, dell'area di *pool*.

In questa ricerca l'indice LIFE è stato applicato a campioni bentonici raccolti nell'area di *riffle* al fine di ottenere informazioni utili all'interpretazione dei dati standard di biomonitoraggio disponibili in Italia. Il calcolo dell'indice è stato effettuato per valutare la quota di variabilità delle biocenosi associata ad una situazione di elevata variabilità della componente idrologica, come riscontrato nelle aree di studio considerate.

Ringraziamenti

Attività svolta nell'ambito della convenzione APAT CNR-IRSA per lo "Sviluppo di un progetto di monitoraggio delle acque superficiali – Aspetti teorico applicativi", anni 2003/4.

Ringraziamo il Dr Mike T. Furse (Center for Ecology and Hydrology CEH, Dorset, UK) per le informazioni originale fornite sull'indice LIFE.

Bibliografia

- APAT e IRSA-CNR, 2004. Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.). APAT Manuali e Linee guida 29/2003 (vol.3): 1115-1136.
- AQEM Consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002, 202 pp.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. e Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Balestrini R., M. Cazzola e A. Buffagni. 2004. Riparian ecotones and hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 365-379.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. e Stribling J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd edition EPA 841-B-99-002. USEPA, Office of Water. Washington, D.C.
- Brookes A., 1990. *Channelized Rivers Perspectives for Environmental Management*, Wiley, Chichester.
- Brabec, K., S. Zahrádková, D. Nějcová, P. Páril, J. Kokeš e J. Jarkovský, 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 331-346.
- Buffagni, A. 1999. Pregio naturalistico, qualità ecologica e integrità della comunità degli Efemeroteri. Un indice per la classificazione dei fiumi italiani. *Acqua & Aria*, 8: 99-107.

- Buffagni A., Kemp J., Erba S., Belfiore C., Hering D. e Moog O., 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM Project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). *Journal of Limnology*, 60 (Suppl. 1): 39-48
- Buffagni A., 2002. Uso degli Efemerotteri come indicatori ambientali nell'area del Parco del Ticino e considerazioni conclusive. In *Atlante della Biodiversità nel Parco Ticino*. Consorzio Lombardo Parco della Valle del Ticino (Ed), Nodo libri, Como. Vol 2: 74-86.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- Chester R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 National testing exercise. Technical Memorandum, 19.
- Chutter F.M., 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to current speed. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.*, 54 : 413-422.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 Maggio 1999, N 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Supplemento Ordinario n 101/L alla Gazzetta Ufficiale, 29 Maggio 1999, n 124.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327*, 22.12.2000, 1-72.
- Extence C.A., Balbi D.M. and Chadd R.P., 1999. River flow indexing using benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydrobiological objectives. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 543-574.
- Ghetti P.F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.
- D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog e L. Sandin (eds), 2004. *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 365-379.
- Hynes H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Tto University Press.

- Petersen, R. C. e Jr., 1992. The RCE: a Riparian, Channel and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27: 295-306.
- Petts G.E. e Maddock I., 1994. "Flow allocation for in-river needs", in Calow P. and Petts G.E., (Eds), *The Rivers Handbook, Volume 2. Hydrological and Ecological Principles*, Blackwell Scientific Publications, London.
- Petts G.E., e Bickerton M.A., 1997. *River Wissey Investigations: linking hydrology and ecology. Executive summary. Environment Agency Project Report, 01/526/1/A*, Environment Agency, Bristol, UK.
- Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R. e Zanetti M., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. Manuale ANPA/2000*: 223 pp.
- Statzner B., Gore J.A. e Resh V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American benthological Society*, 7 (4): 307-360.
- Wright J.F., Armitage P.D. e Furse M.T., 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrates species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

5 - CRITERI DI SELEZIONE E CARATTERIZZAZIONE IDROMORFOLOGICA E CHIMICO-FISICA DEI SITI DI INDAGINE NELL'ITALIA APPENNINICA E IN SARDEGNA

Erba S., Balestrini R., Cazzola M., Casalegno C., Buffagni A.

¹CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047 Brugherio (MI) Italy

e-mail: erba@irsa.cnr.it, buffagni@irsa.cnr.it

Riassunto

Le analisi fanno riferimento a campioni prelevati in fiumi dell'area mediterranea situati nell'Appennino (Settentrionale, Centrale e Meridionale) e in Sardegna. I fiumi oggetto d'indagine sono stati selezionati per essere rappresentativi della realtà italiana e Sud Europea. I criteri utilizzati per la scelta dei siti hanno tenuto conto delle richieste espresse dalla Direttiva Europea sulle Acque (EC, 2000/60) e dei risultati dei progetti di ricerca AQEM e STAR. In ciascuno dei tipi fluviali analizzati sono stati identificati dei siti di riferimento, cioè dei siti che presentano un elevato grado di naturalità, unnitamente a siti a diverso grado di alterazione ambientale. I siti di indagine sono stati caratterizzati dal punto di vista chimico-fisico e idromorfologico.

Summary

The analyzed data was collected in Mediterranean rivers of the Italian Apennines (Northern, Central and Southern Apennines) and Sardinia. The rivers investigated are representative of Mediterranean and Italian river types. The criteria for the selection of sampling areas and sites followed the requirements of the Water Framework Directive (EC 2000/60) and the statements of the EU research projects AQEM and STAR. In each of the examined river types, pristine or nearly-natural sites (reference sites) were identified and studied, as well as sites covering a wide range of environmental quality. Each site was characterized for its physico-chemical and hydro-morphological features.

5.1 - Scelta dei siti

I dati presentati per la descrizione del carattere lenticolo-tico dei fiumi mediterranei fanno riferimento principalmente all'area appenninica (Appennino settentrionale: Emilia; Appennino centrale: Toscana; Appennino meridionale: Campania); vengono inoltre presentati dati relativi alla Sardegna (vedi Fig. 5.1).

I dati relativi all'area Appenninica sono stati raccolti durante i progetti AQEM e STAR (si veda il Cap. 1), il primo dedicato allo sviluppo di sistemi per la valutazione della qualità ecologica dei fiumi, basati sulla componente macrobentonica e il secondo principalmente dedicato alla problematica della standardizzazione dei metodi biologici. Tali progetti sono stati finanziati nel contesto dell'implementazione della Direttiva Europea sulle Acque (EC, 2000/60) con lo scopo specifico di affrontare e dare una risposta ad alcune delle questioni evidenziate nel testo legislativo (e.g. tipologia fluviale, definizione delle condizioni di riferimento, sistemi di valutazioni basati su componenti biologiche, intercalibrazione e standardizzazione). Nel corso di tali progetti, i fiumi appenninici di medie e piccole dimensioni sono stati identificati come rappresentativi della realtà italiana.



Fig. 5.1 Localizzazione geografica dei siti studiati (i punti pieni rappresentano i siti inclusi nelle analisi statistiche del presente Quaderno)

Tali fiumi, tipicamente mediterranei, sono caratterizzati da un'elevata variabilità idrologica che spesso ha evidenti effetti sulla composizione e sulla struttura delle comunità biologiche (Buffagni et al., 2001).

La scelta dei siti ha notevole influenza sulla successiva interpretazione e utilizzo dei dati raccolti. Per tale scelta in area appenninica si è fatto riferimento a quanto richiesto dalla Direttiva Europea sulle Acque (EC, 2000/60), secondo cui l'individuazione dei tipi fluviali prevalenti costituisce la base per una corretta classificazione e per lo sviluppo di adeguati metodi di valutazione (Buffagni et al., 2002; Hering et al., 2003). Per la definizione dei tipi fluviali, La Direttiva propone due Sistemi. In accordo con il Sistema A, la classificazione si basa sull'ecoregione di appartenenza (e.g. Illies, 1978), sulle dimensioni del fiume (stimate sulla base dell'area del suo bacino idrografico), sulla geologia del bacino e sull'altitudine. Il sistema B, più completo e complesso, richiede la conoscenza di numerosi fattori fisici e chimici che determinano le caratteristiche del corpo idrico e che possono influenzare struttura e funzione delle popolazioni biologiche. La selezione dei tipi in Italia è avvenuta sulla base della rappresentatività degli stessi in tutto il territorio nazionale, facendo riferimento al Sistema A, in assenza di un Sistema B, potenzialmente più idoneo alla caratterizzazione dei fiumi mediterranei. Per la selezione delle aree di studio sono state anzitutto raccolte le informazioni disponibili su tipo ed entità dell'impatto antropico e sulla presenza di siti di riferimento, coinvolgendo enti locali e autorità competenti (e.g. autorità di bacino, parchi regionali). I siti "alterati", sono stati selezionati per rappresentare l'impatto morfologico nell'Appennino settentrionale e l'impatto complessivo (i.e. qualità dell'acqua e alterazioni morfologiche) nell'Appennino centrale e meridionale. Essi sono stati scelti utilizzando informazioni già disponibili (presenza di dighe, di scarichi fognari, centri abitati, agricoltura, etc.) e in seguito a sopralluoghi dedicati. I siti selezionati sono stati preliminarmente classificati in cinque classi di qualità sulla base dei dati disponibili e del giudizio dell'esperto, in modo da garantire che un ampio gradiente ambientale fosse rappresentato in ogni area di studio (vedi Tab. 5.1), includendo siti che presentassero un elevato grado di naturalità (siti reference) e siti alterati.

5.2 - Definizione delle condizioni di riferimento

Nell'ambito della definizione dei sistemi di valutazione della qualità ecologica, una delle tematiche più importanti è quella della caratterizzazione e descrizione delle condizioni di riferimento. La definizione di condizioni di riferimento su cui basare, per confronto, la classificazione di qualità dei siti fluviali richiede la preliminare attribuzione dei siti stessi a un "tipo" fluviale,

riferito ad una precisa tipologia. Per quanto riguarda l'Italia, tale tipologia non è al momento disponibile e si procede quindi di norma all'utilizzo dei criteri forniti dalla WFD nel Sistema A, più semplice rispetto al Sistema B non applicabile in questa circostanza.

Il problema della tipologia fluviale è particolarmente rilevante non solo per l'Italia, ma per tutti i paesi del sud Europa in genere, mentre lo è meno per i Paesi dell'Europa centrale e settentrionale, dove le caratteristiche del territorio risultano essere più omogenee.

Inoltre, per definire le condizioni di riferimento relative ai differenti tipi fluviali individuati, è necessario disporre di ambienti non sottoposti ad antropizzazione. Questi ambienti costituiscono l'equivalente di quello che nell'analisi chimica è rappresentato dal "bianco". A tal fine, in ognuna delle aree investigate, sono stati studiati "*reference sites*", normalmente in numero di tre per area, campionati in tre differenti stagioni. Lo stesso è stato fatto anche per i siti selezionati in Sardegna.

I criteri utilizzati per la selezione dei siti di campionamento rispettano i requisiti proposti all'interno dei progetti AQEM (Buffagni et al., 2001; Hering et al., 2003; Hering et al., 2004; Nijboer et al., 2004) e STAR (www.eu-star.at). In estrema sintesi, i siti di riferimento dovrebbero rispondere ad una serie di requisiti indicativi di un elevato grado di naturalità, quali:

- all'interno dell'area di bacino non devono essere presenti abitazioni/costruzioni che possano avere effetti significativi sull'ecosistema fluviale;
- a monte del sito *reference* non deve essere presente alcuna fonte rilevante di inquinamento;
- non deve essere presente alcuna forma di impatto dovuto ad acidificazione (criterio importante nel nord Europa);
- il bacino fluviale deve essere in gran parte coperto da vegetazione naturale e nativa;
- la *floodplain* (piana di esondazione) non deve essere coltivata;
- eventuali accumuli di legno (*woody debris*) in alveo non devono essere rimossi;
- non devono essere presenti e.g. opere di arginatura e modificazioni della struttura dell'alveo;
- non devono essere presenti consistenti alterazioni idrologiche a monte del sito e.g. dighe o captazioni.

La copresenza del maggior numero possibile delle condizioni sopra elencate, per una data area, consente di identificare i siti fluviali di riferimento.

Per le analisi biologiche riportate negli articoli successivi (Capitoli 7 e 8), oltre ai siti cosiddetti *reference*, sono stati inclusi anche i siti risultati appartenere alla seconda classe di qualità generale (*Good status*) dopo analisi di tipo multivariato (si veda Buffagni et al., 2004 per la procedura generale utilizzata per la classificazione). Sono invece stati esclusi tutti gli altri siti – dalla classe *Moderate* alla classe *Bad*, in modo da evidenziare le variazioni delle comunità bentoniche legate a fattori naturali, quali il regime di portata, il grado di lenticità del sito, etc., eliminando le fonti di variazione determinate da alterazioni dell'ecosistema dovute all'azione dell'uomo (si vedano paragrafi 5.4 e 5.5).

5.3 - Obiettivi

Scopo del presente contributo è di descrivere le aree geografiche nelle quali sono stati raccolti i dati elaborati e presentati negli articoli successivi del Quaderno, illustrando alcune delle principali problematiche relative alla scelta dei siti di campionamento. Nei paragrafi successivi sono riportati una breve descrizione e un inquadramento generale delle aree studiate durante i progetti AQEM e STAR, unitamente ai dettagli relativi alle principali variabili ambientali che caratterizzano i siti inclusi nelle analisi biologiche. Per la Sardegna, le informazioni relative ai principali parametri ambientali che caratterizzano i siti fluviali sono riportati per tutti i siti, comprendendo anche quelli esclusi dalle analisi successive, forniti a titolo di esempio per un'area tipicamente mediterranea (si veda anche il Cap. 6). Per le aree appenniniche le medesime informazioni possono essere trovate in Buffagni et al., 2001; Buffagni et al., 2004; Balestrini et al., 2004; Buffagni et al., in preparazione.

Tab. 5.1 Elenco dei siti studiati

N. stagioni	Regione	Provincia	Comune	Nome fiume	Nome sito	Sistema fluviale	Geologia	Ecoregione	Area Bacino	Altitude	Stato ecologico indicativo	Progetto
2	Emilia	Piacenza	Bobbio	Trebbia	S. Salvatore	Po	calcarea	3	616	292	1	AQEM
2	Emilia	Parma	Foppiano	Taro	Reference	Po	calcarea	3	82	566	1	AQEM
2	Emilia	Parma	Bardi	Ceno	Reference	Po	calcarea	3	215	412	1	AQEM
2	Emilia	Parma	Foppiano	Taro	Cava	Po	calcarea	3	212	418	2	AQEM
2	Emilia	Parma	Foppiano	Taro	Diga	Po	calcarea	3	293	407	2	AQEM
2	Emilia	Parma	Bardi	Ceno	Cava	Po	calcarea	3	306	340	2	AQEM
2	Emilia	Parma	Borgotaro	Taro	Borgotaro	Po	calcarea	3	306	389	3	AQEM
2	Emilia	Piacenza	Farini	Nure	Farini	Po	calcarea	3	193	420	3	AQEM
2	Emilia	Piacenza	Bobbio	Trebbia	Bobbio	Po	calcarea	3	650	262	3-4	AQEM
2	Emilia	Piacenza	Perino	Trebbia	Perino	Po	calcarea	3	780	190	3-4	AQEM
2	Emilia	Parma	Borgotaro	Taro	Ponte FS	Po	calcarea	3	348	380	3-4	AQEM
3	Campania	Salerno	Sacco	Sammaro	Reference	Sele	calcarea	3	31	294	1	AQEM
3	Campania	Salerno	Campora	Torno	Reference	Sele	calcarea	3	10	581	1	AQEM
3	Campania	Salerno	Casalbuono	Tanagro	Reference	Sele	calcarea	3	34	620	1	AQEM
3	Campania	Salerno	Campora	Torno	Torno valle	Sele	calcarea	3	12	545	2	AQEM
3	Campania	Salerno	Casalbuono	Tanagro	Casalbuono	Sele	calcarea	3	57	567	2	AQEM
3	Campania	Salerno	Sacco	Ripiti	Ripiti	Sele	calcarea	3	15	288	3	AQEM
3	Campania	Salerno	Laurino	Calore	Laurino	Sele	calcarea	3	93	383	3	AQEM
3	Campania	Salerno	Ascolese	Tanagro	Ascolese	Sele	calcarea	3	278	465	3	AQEM
3	Campania	Salerno	Sassano	Zi Francesca	Sassano monte	Sele	calcarea	3	31	476	4	AQEM
3	Campania	Salerno	Valle dell'Angelo	Calore	Valle Angelo	Sele	calcarea	3	63	568	5	AQEM
3	Campania	Salerno	Sassano	Zi Francesca	Sassano valle	Sele	calcarea	3	33	470	5	AQEM
1-3	Toscana	Grosseto	Roccalbegna	Albegna	Reference	Albegna	calcarea	3	47	391	1	STAR
1-3	Toscana	Siena	Iesa	Farma	Reference	Ombrone	calcarea	3	94	330	1	STAR
1-3	Toscana	Grosseto	Arcidosso	Zancona	Reference	Ombrone	calcarea	3	23	570	1	STAR
1-3	Toscana	Grosseto	Cellena	Fiora	Cellena	Fiora	calcarea	3	73	355	2	STAR
1-3	Toscana	Siena	Piancastagnano	Senna	Piancastagnano SS2	Tevere	calcarea	3	53	337	2	STAR
1-3	Toscana	Grosseto	Arcidosso	Ente	Podere del Vescovo	Ombrone	calcarea	3	29	430	3	STAR
1-3	Toscana	Siena	Monticiano	Feccia	Monticiano	Ombrone	calcarea	3	66	258	3	STAR
1-3	Toscana	Grosseto	Santa Fiora	Fiora	Salumificio	Fiora	calcarea	3	35	551	4	STAR
1-3	Toscana	Grosseto	Pitigliano	Lente	Pitigliano	Fiora	calcarea	3	60	198	4	STAR
1-3	Toscana	Siena	Monticiano	Merse	Monticiano	Ombrone	calcarea	3	131	258	3-4	STAR
1-3	Toscana	Siena	Piancastagnano	Paglia	Piancastagnano SS2	Tevere	calcarea	3	73	338	3-4	STAR
1	Sardegna	Cagliari	Villacidro	Rio Leni	Reference	Mannu	mixed	3	53	355	1	CNR-IRSA
3	Sardegna	Nuoro	Villagrande Strisaili	Gorbini	Oleandro Reference	Girasole	mixed	3	23	168	1	MICARI
3	Sardegna	Cagliari	Mandas	Mulargia	Reference	Flumendosa	mixed	3	7	408	1	TempQsim
3	Sardegna	Sassari	Cuzzola	Su Lerneru	Reference	Padrogiano	mixed	3	26	235	1	CNR-IRSA
3	Sardegna	Nuoro	Villagrande Strisaili	Mirenu	Condotta	Girasole	mixed	3	97	32	2	MICARI
3	Sardegna	Nuoro	Villagrande Strisaili	Tricarai	Confluenza S. Lucia	Girasole	mixed	3	73	48	2	MICARI
3	Sardegna	Nuoro	Tortoli	Su corongiu	Valle	Su Corongiu	mixed	3	164	30	2	MICARI
3	Sardegna	Nuoro	Nurri	Mulargia	B	Flumendosa	mixed	3	35	432	2	TempQsim
3	Sardegna	Nuoro	Nurri	Mulargia	C	Flumendosa	mixed	3	94	325	2	TempQsim
1	Sardegna	Nuoro	Cardedu	Rio Pelau	Ponte	Pelau	mixed	3	56	74	2	CNR-IRSA
3	Sardegna	Sassari	Padru	Su Lerneru	Valle	Padrogiano	mixed	3	91	140	2	CNR-IRSA
3	Sardegna	Cagliari	Siurgus Donigala	Mulargia	D Foce	Flumendosa	mixed	3	120	336	2-3	TempQsim
3	Sardegna	Nuoro	Girasole	Girasole	Foce	Girasole	mixed	3	131	12	3	MICARI
3	Sardegna	Cagliari	Villamar	Mannu	Valle	Mannu	mixed	3	369	107	4	CNR-IRSA

5.4 - Aree e siti AQEM\

I siti analizzati durante il progetto AQEM, localizzati in area appenninica, appartengono ai seguenti tipi fluviali:

- ✓ fiumi di medie dimensioni dell'Appennino Settentrionale, tra i 200 e gli 800 m; Emilia-Romagna (province di Piacenza e Parma); ecoregione 3;
- ✓ fiumi di piccole dimensioni dell'Appennino Meridionale, in bacini con prevalenza di rocce calcaree, tra i 200 e gli 800 m; Campania (provincia di Salerno); ecoregione 3.

Per ciascun tipo fluviale sono stati selezionati 11 siti, secondo i criteri precedentemente illustrati, individuando sempre tre siti ad elevata naturalità. In entrambe le aree considerate, la scelta dei siti *reference* ha spesso rappresentato una fase cruciale e critica e non sempre è stato possibile soddisfare contemporaneamente tutti i criteri elencati per la definizione dei *reference* (Hering et al., 2003). Ad esempio, nell'Appennino Settentrionale è risultato assai problematico rinvenire tratti fluviali che non presentassero alcuna alterazione idrologica (spesso dovuta alla presenza di dighe). Un ulteriore problema è rappresentato dal naturale gradiente monte valle presente in ecosistemi lotici; infatti, al fine di individuare siti inalterati, spesso è necessario spingersi in aree localizzate nei tratti a monte, nei quali i fiumi assumono dimensioni minori e dove le pendenze aumentano. Tali caratteristiche influenzano di per sé la struttura della comunità macrobentonica, indipendentemente da eventuali fattori di disturbo legati alle attività umane. Affinché il sistema di *assessment* finale possa rivelarsi efficace, risulta pertanto utile lo studio simultaneo di siti, sia *reference* sia alterati, localizzati in diversi sottobacini e ad altitudini differenti (e.g., il *reference* sul Trebbia è localizzato a un'altitudine inferiore rispetto ad alcuni siti alterati del Taro). Talvolta, nonostante i siti *reference* siano situati in aree in cui la pressione antropica è assai ridotta, si possono comunque osservare alcune alterazioni ambientali. Ad esempio il *reference* lungo il fiume Tanagro (formalmente noto come Calore Lucano), pur trovandosi in una zona priva di abitazioni e di sfruttamento agricolo del territorio, presenta alterazioni morfologiche di un certo rilievo. Alcune briglie, con la funzione di dissipare energia durante le piene, sono infatti presenti a monte del sito; inoltre, in prossimità delle sorgenti l'acqua viene prelevata per uso potabile. Sebbene il fiume non vada mai in secca, il prelievo d'acqua può in alcuni casi alterare significativamente il regime idrologico. Più in generale, la mancanza d'acqua è stato un problema frequente nel Sud e Centro Italia, come pure in Sardegna dove molti fiumi sono non permanenti per ragioni climatiche. La mancanza d'acqua ha costituito un problema anche nell'Appennino Settentrionale dove, tra la prima e la

seconda campagna, è stato necessario riposizionare un sito *reference* in un tratto più a valle rispetto a quello originariamente scelto, poiché si trovava in una condizione di scarsità d'acqua (Fiume Ceno). In linea generale sia nei fiumi dell'Appennino settentrionale che in quelli dell'Appennino meridionale, il regime idrologico è risultato molto variabile, individuandosi come aree i cui fiumi presentano carattere torrentizio.

In Tab. 5.2 vengono riportati i valori delle variabili chimico fisiche incluse nel calcolo del LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori del Decreto Legge 152/99) insieme al punteggio relativo all'applicazione degli indici ambientali HMS, HQA, IFF e LRD descritti nei capitoli 3 e 4 del presente Quaderno. Tali dati si riferiscono esclusivamente ai siti inclusi nelle analisi biologiche per le stagioni invernale e autunnale separatamente. Sebbene i campionamenti delle variabili chimico-fisiche siano stati effettuati in tre stagioni, si riportano i risultati delle uniche due stagioni per le quali è stato anche applicato il River Habitat Survey.

I siti *reference* risultano caratterizzati da assenza di alterazione morfologica (HMS = 0) e elevata diversificazione di habitat (elevati valori di HQA). Gli altri siti inclusi nelle analisi, anche se talvolta presentano valori piuttosto elevati di HMS, risultano caratterizzati da una buona diversificazione in habitat che supporterebbe una buona comunità bentonica. In tutti i siti i valori di indice IFF risultano superiori a 170, corrispondenti a una I-II classe (considerando le classi ritirate sulla base dell'esclusione della domanda relativa alla comunità bentonica). Unica eccezione è il sito Nure Farini, che essendo localizzato in area urbana con discrete alterazioni nella morfologia presenta un punteggio più basso (159), pur risultando caratterizzato da una buona comunità biotica.

Il descrittore LRD presenta discrete differenze tra le due stagioni considerate, con valori spiccatamente lotici per tutti i siti durante la stagione invernale. Nella stagione autunnale invece per tre siti i valori di LRD si localizzano intorno allo 0 indicando una equipresenza di habitat a carattere lentic e lotico.

I risultati delle analisi chimiche indicano l'assenza di inquinamento di tipo organico come si può dedurre dall'elevata disponibilità di ossigeno, dalle basse concentrazioni di nutrienti e da livelli di BOD₅ sempre inferiori a 2 mg/l. Relativamente ai Coliformi fecali (*E. coli*), in un'unica occasione corrispondente al settembre 2000, si sono misurate concentrazioni piuttosto elevate nel sito sul fiume Nure, peraltro situato in corrispondenza del centro abitato di Farini.

Tab.5.2 Valori di alcune variabili chimico-fisiche e dei descrittori abiotici utilizzati per caratterizzare i siti studiati nell'Appennino settentrionale

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	O ₂		N-NH ₄ mg/l	N-NO ₃ mg/l	P _{tot} µg/l	E.coli		HMS	HQA	IFF	LRD
				mg/l	%sat				UFC/ 100ml	mg/l O ₂				
Emilia	Settembre00	Trebbia	Reference	9.0	94	0.01	0.30	2	2	0.3	0	64	255.0	-1.5
		Taro	Reference	9.2	97	0.01	0.27	4	10	0.7	0	64	278.0	-21.0
		Ceno	Reference	9.6	98	0.01	0.15	1	41	1.7	0	65	247.0	-21.6
		Nure	Farini	9.2	106	0.16	0.23	7	2900	1.7	37	49	159.0	1.4
		Taro	Diga	9.1	105	0.01	0.17	0	80	0.8	17	63	211.0	-3.0
	Febbraio01	Trebbia	Reference	11.7	98	0.01	0.28	2	28	0.7	0	64	255.0	-21.0
		Taro	Reference	11.3	103	0.01	0.24	7	40	1.1	0	64	278.0	-32.2
		Ceno	Reference	12.4	98	0.01	0.23	1	9	1.7	0	65	247.0	-34.5
		Nure	Farini	10.7	93	0.01	0.23	3	120	0.3	37	49	159.0	-19.7
		Taro	Diga	11.8	101	0.02	0.25	4	22	0.9	17	63	211.0	-22.5

In Fig. 5.2 viene rappresentato un grafico di sintesi in cui vengono quantificate le alterazioni agenti sui siti in base ai valori di HMS, HQA e punteggio dei macrodescrittori del Decreto Legge 152/99 (LIM) per l'Appennino settentrionale. In questo caso sono riportati i valori per tutti e 11 i siti investigati, includendo i siti pesantemente alterati, al fine di rappresentare l'intero gradiente ambientale che caratterizza l'area. Gli istogrammi rappresentano i valori di HMS, i rombi grigi i valori di HQA e i triangoli i valori del punteggio macrodescrittori. Elevati valori di HMS corrispondono a situazioni in cui l'alterazione morfologica è evidente (e.g. presenza di rive rinforzate, risezionamento del canale, etc.). L'HQA, contrariamente all'HMS, cresce al crescere della diversificazione in habitat e si può assumere che situazioni ad elevata naturalità presentino anche una buona diversificazione in habitat (i.e. elevati valori di HQA). L'andamento del punteggio LIM è analogo a quello dell'HQA, cioè situazioni in cui le concentrazioni delle sostanze indicanti un inquinamento organico sono basse (condizioni di elevata naturalità) corrispondono a un punteggio LIM elevato. Gli stessi grafici verranno successivamente presentati per tutte le aree geografiche descritte, sempre considerando tutti i siti e non semplicemente quelli inclusi nelle analisi biologiche.

I siti in Emilia Romagna (Appennino Settentrionale, Fig. 5.2) presentano un ampio gradiente di alterazione morfologica (crescenti valori di HMS), mentre sembrano trascurabili gli effetti di impatti inquinanti. In queste due aree, infatti, un solo sito (sul Fiume Taro, presso Borgotaro) presenta un basso valore di LIM, corrispondente comunque a una II classe, che indica un leggero impatto organico.

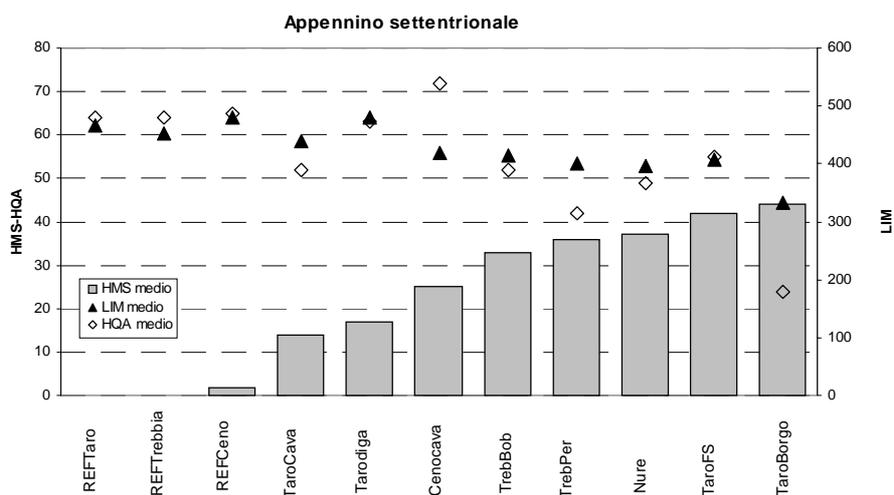


Fig. 5.2. Punteggio HMS, HQA e LIM per i siti dell'Appennino settentrionale. I siti *reference* sono connotati dalla sigla REF

In Tab. 5.3 vengono riportati i valori delle principali variabili chimico-fisiche e degli indici di qualità ambientale e morfologica per una caratterizzazione dei siti inclusi nelle analisi biologiche successive e localizzati nell'Appennino meridionale nelle tre stagioni di campionamento considerate. Rispetto all'Appennino settentrionale si può notare come i *reference* presentino talvolta lievi alterazioni nella morfologia, con valori di HMS compresi tra 0 e 11. I siti inclusi presentano una buona diversificazione di habitat (valori di HQA > 50), e valori di IFF corrispondenti a I-II classe. Ad esempio i siti Tanagro Ascolese e Tanagro Casalbuono, pur essendo caratterizzati da elevati valori di HMS, derivanti principalmente da risezionamento di rive e canale, presentano un punteggio elevato relativamente all'indice HQA che, in questo caso, indica qualità positive come una buona ricchezza di habitat. In tali siti è infatti particolarmente elevata la presenza di macrofite e radici sommerse, noti come caratteristici habitat di rifugio per le specie ittiche e macrobentoniche (Harper et al., 1999).

Tab. 5.3 Valori di alcune variabili chimico-fisiche e dei descrittori abiotici utilizzati per caratterizzare i siti studiati nell'Appennino meridionale

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	O ₂	O ₂	N-NH ₄	N-NO ₃	Ptot	E.coli	BOD5	HMS	HQA	IFF	LRD
				mg/l	%sat	mg/l	mg/l	µg/l	UFC/ 100ml	mg/l				
Campania	Maggio00	Torno	Reference	9.2	98	0.02	0.23	162	30	0.2	7	62	297.5	-10.0
		Tanagro	Reference	10.0	102	0.02	0.23	145	10	0.4	0	77	300.0	-36.0
		Sammaro	Reference	10.8	102	0.02	0.42	50	70	0.5	2	59	281.3	-45.0
		Calore	Laurino	10.9	107	0.03	0.60	97	63000	10.6	17	56	257.5	-13.0
		Torno	Valle	8	88	0.01	0.23	160	10	0.3	22	50	242.5	-17.0
		Tanagro	Casalbuono	9.7	101	0.01	0.23	143	50	0.6	73	43	142.0	17.0
	Tanagro	Ascolese	7.3	81	0.08	1.62	264	3400	0.9	52	50	126.0	1.0	
	Ottobre00	Torno	Reference	8.5	91	0.01	0.79	16	170	0.5	6	70	297.5	-1.0
	Tanagro	Reference	10.5	105	0.03	0.80	59	50	2.0	0	73	300.0	-35.0	
	Sammaro	Reference	10.7	104	0.02	0.39	23	30	2.5	2	60	281.3	-39.0	
	Calore	Laurino	10.4	100	0.05	0.85	50	8000	2.0	17	56	257.5	-16.0	
	Torno	Valle	9.6	104	0.01	0.25	24	380	0.5	31	54	242.5	15.0	
Tanagro	Casalbuono	10.0	100	0.05	1.03	92	80	1.6	84	49	141.9	-14.0		
Tanagro	Ascolese	9.6	102	0.14	2.10	84	970	0.5	63	54	126.0	17.0		
Marzo01	Torno	Reference	7.8	96	0.01	0.12	14	3	0.4	11	59	297.5	-32.0	
	Tanagro	Reference	10.8	101	0.00	0.34	17	4	0.6	0	67	300.0	-37.0	
	Sammaro	Reference	11.0	107	0.01	0.01	15	4	1.1	4	63	281.3	-59.0	
	Calore	Laurino	10.6	96	0.01	0.04	26	3400	0.8	20	58	257.5	-37.0	
	Torno	Valle	9.7	92	0.02	0.33	23	0.9	0.9	26	55	242.5	-37.0	
	Tanagro	Casalbuono	10.4	104	0.01	0.31	7	1	0.3	65	53	142.0	-26.0	
Tanagro	Ascolese	10.2	105	0.06	1.29	37	470	0.7	63	55	126.0	-3.0		

Dal punto di vista dei macrodescrittori previsti dal D.L.vo 152/99, i siti inclusi nelle analisi biologiche (vedi Tab. 5.3), presentano una generale buona qualità delle acque. Nei siti Casalbuono e Ascolese sul fiume Tanagro le concentrazioni di azoto nitrico e fosforo totale sono relativamente alte nonostante la buona qualità biologica. In particolare ad Ascolese l'azoto nitrico supera la soglia di 1.5 mg/l rientrando così nel terzo livello di qualità, per quel parametro, in base al D.L. 152. Anche i valori riscontrati per i Coliformi fecali sono in alcune occasioni piuttosto elevati, ma evidentemente tali tratti fluviali sono ancora in grado di rispondere ad eventi di contaminazione organica, mediante processi biologici di autodepurazione. Considerando tutti i siti investigati nell'Appennino meridionale (vedi Fig. 5.3) il gradiente ambientale considerato è ampio e si va da siti caratterizzati da un elevato grado di naturalità a siti pesantemente modificati dalle attività antropiche. In generale, è possibile osservare come l'inquinamento delle acque sia spesso associato ad alterazioni della morfologia e dell'habitat fluviale. Ci sono però alcuni siti caratterizzati dalla sola alterazione morfologica

(i. e. Tanagro Casalbuono) e altri da solo inquinamento (i.e. Calore Valle dell'Angelo). In ogni caso, come specificato nel paragrafo precedente, i siti in cui l'altrazione

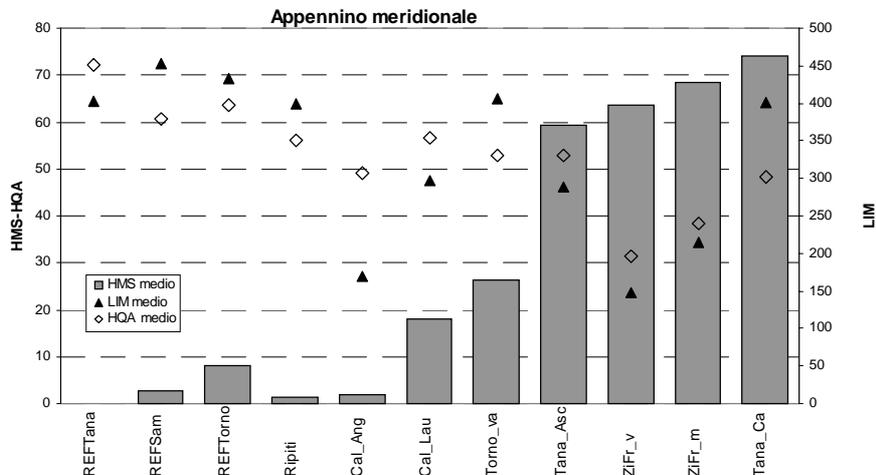


Fig. 5.3. Punteggio HMS, HQA e LIM per i siti dell'Appennino meridionale. I siti *reference* sono connotati dalla sigla REF

antropica è evidente (siti corrispondenti a classi superiori alla III) sono stati esclusi dalle analisi condotte per evidenziare le discontinuità nelle comunità biologiche (si veda il capitolo 7).

Ulteriori dettagli sulle aree geografiche analizzate si trovano in Buffagni et al., 2002; AQEM consortium, 2002; Buffagni et al., 2004.

5.5 - Aree e siti STAR

I dati relativi al progetto STAR fanno riferimento a siti fluviali selezionati nelle province di Siena e Grosseto nell'Appennino centrale. L'area toscana è stata selezionata per garantire una continuità spaziale con le zone appenniniche investigate per il Progetto AQEM. Sono stati analizzati fiumi di piccole dimensioni, in bacini con prevalenza di rocce calcaree, tra i 200 e gli 800 m; ecoregione 3. Come per AQEM, la fase cruciale è stata l'identificazione dei siti di riferimento, cioè i siti con la massima naturalità. Anche in questa area, i siti

reference presentano talvolta lievi alterazioni (e.g. briglie >2 km a monte del sito).

In Tab. 5.4 vengono riportati i valori relativi ai descrittori ambientali per la stagione di agosto 2002, unica stagione di cui si avevano a disposizione i dati. In Tab. 5.5 vengono riportati, come per le aree precedentemente descritte, i valori delle principali variabili che caratterizzano i siti inclusi nelle analisi dal punto chimico-fisico. Tali valori vengono riportati per tutte e tre le stagioni di campionamento, sebbene i dati biologici utilizzati nelle analisi facciano principalmente riferimento alla stagione di agosto 2002, unica stagione per la quale era già stata effettuata una classificazione su base multivariata.

Tab. 5.4 Valori assunti dai descrittori abiotici utilizzati per caratterizzare i siti studiati nell'Appennino centrale

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	HMS	HQA	IFF	LRD
Toscana	Agosto 02	Albegna	Reference	0	62	238	-2.6
		Zancona	Reference	0	73	263	-46.4
		Farma	Reference	0	61	265	-3.8
		Ente	P.D.V.	2	71	263	-25.5
		Feccia	Monticiano	16	63	193	8.0
		Fiora	S.Fiora	4	54	259	-37.5
		Fiora	Cellena	0	56	243	-7.4
		Lente	Pitigliano	0	40	240	-27.3
		Merse	Monticiano	0	51	235	-12.5
		Paglia	Piancastagnaio	0	56	228	-18.7
		Senna	Piancastagnaio	7	68	171	-2.2

I siti si caratterizzano per la scarsa alterazione morfologica, con HMS che raggiunge al massimo il valore di 16 (in un solo sito). I valori di HQA sono elevati per tutti i siti (>50), con l'eccezione del sito sul fiume Lente, che per ragioni naturali presenta una bassa diversificazione di habitat. I valori di LRD mostrano un buon gradiente per i siti considerati, che pur essendo caratterizzati da elevata variabilità idrologica e periodi di scarsità d'acqua, possono raggiungere valori di loticità discreti. Circa la metà dei siti considerati è caratterizzata da un'uguale presenza di habitat lentic e lotici (valori di LRD intorno allo 0). Non si segnalano peraltro valori di LRD spiccatamente lentic (>10).

Tab. 5.5 Valori assunti da alcune variabili chimico-fisiche nei siti dell'Appennino centrale

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	O ₂	O ₂	N-NH ₄	N-NO ₃	Ptot	E.coli	BOD5
				mg/l	%sat	mg/l	mg/l	µg/l	UFC/ 100ml	mg/l O ₂
Toscana	Agosto 02	Albegna	Reference	8.0	97	0.03	0.07	17	30	2.0
		Zancona	Reference	8.5	99	0.02	0.42	23	300	1.0
		Farma	Reference	8.3	94	0.04	0.19	32	60	3.0
		Ente	P.D.V.	8.0	95	0.04	1.54	343	530	2.0
		Feccia	Monticiano	7.9	97	0.04	0.13	32	130	1.0
		Fiora	S.Fiora	7.8	86	0.17	2.23	722	8000	2.0
		Fiora	Cellena	7.6	82	0.02	0.13	24	20	4.0
		Lente	Pitigliano	8.2	92	0.07	1.96	156	40000	2.0
		Merse	Monticiano	8.5	99	0.02	0.27	35	140	1.0
		Paglia	Piancastagnaio	8.3	112	0.59	2.35	112	600	3.0
		Senna	Piancastagnaio	5.6	68	0.02	1.35	60	0	1.0
		Gennaio 2003	Albegna	Reference	12.0	99	0.02	0.50	8	215
	Zancona		Reference	12.1	99	0.02	0.68	4	310	2.9
	Farma		Reference	11.9	97	0.02	0.30	4	90	1.9
	Ente		P.D.V.	11.3	95	0.03	0.78	38	2600	3.1
	Feccia		Monticiano	9.2	93	1.49	1.89	5	100	2.4
	Fiora		S.Fiora	11.5	97	0.11	0.77	237	4000	1.8
	Fiora		Cellena	12.7	100	0.02	0.50	35	1200	2.1
	Lente		Pitigliano	10.9	98	0.12	2.21	105	19500	6.0
	Merse		Monticiano	10.0	98	0.02	0.66	4	10	0.5
	Paglia		Piancastagnaio	12.7	96	0.77	0.93	115	68000	5.5
	Senna		Piancastagnaio	13.2	108	0.02	1.71	38	1300	2.5
	Maggio 2003		Albegna	Reference	10.2	107	0.02	0.06	9	2
		Zancona	Reference	9.6	99	0.02	0.43	4	3	4.0
		Farma	Reference	9.7	102	0.02	0.08	4	20	1.9
		Ente	P.D.V.	10.4	113	0.02	0.74	232	40	4.9
		Feccia	Monticiano	9.3	94	0.02	1.43	4	15	2.6
		Fiora	S.Fiora	10.3	103	0.06	1.05	499	75	2.8
		Fiora	Cellena	11.8	124	0.02	0.14	5.15	15	3.0
		Lente	Pitigliano	8.6	92	0.04	1.90	127	1500	3.7
Merse		Monticiano	9.6	105	0.02	0.50	4	23	2.3	
Paglia		Piancastagnaio	8.9	82	0.49	1.05	10	40	3.1	
Senna		Piancastagnaio	9.0	92	0.02	1.27	6	16	2.3	

Dal punto di vista chimico i siti reference presentano concentrazioni per tutte le variabili analizzate non diverse dalle attese, mentre alcuni dei siti fluviali con buona qualità biologica, mostrano valori di azoto nitrico, fosforo totale e Coliformi piuttosto elevati. Sicuramente la scarsa portata, caratteristica del periodo estivo, riduce la capacità autodepurante dei fiumi annullando l'effetto fisico della diluizione.

In Fig. 5.4 viene rappresentato il quadro generale delle alterazioni agenti sull'area indagata e si osserva come in tutti i siti della Toscana i valori di HMS siano bassi e i valori di HQA siano elevati, ad indicare una buona condizione morfologica. L'impatto principale rilevato nell'area è relativo all'alterazione idrologica (con prelievi d'acqua consistenti per uso potabile), che non viene quantificato né da HMS né da HQA. A questo si aggiunge la naturale variabilità nel regime idrologico, tipica dell'area mediterranea, con notevoli riduzioni di portata nel periodo estivo. Un gradiente più ampio lo si osserva per il punteggio LIM, elevato per i siti *reference* e più basso negli altri siti, sebbene non si raggiungano mai valori critici come nel caso dell'Appennino meridionale. In generale, per quest'area si può parlare di modesto carico organico e gradiente ecologico che non va oltre una terza classe di qualità, rispetto alle precedenti due aree Appenniniche dove i siti molto alterati si caratterizzano per elevati valori di HMS e/o pessima qualità dell'acqua. Ulteriori dettagli relativi ai siti studiati si possono trovare in Hering & Strackbein, 2002 e Buffagni et al., in preparazione.

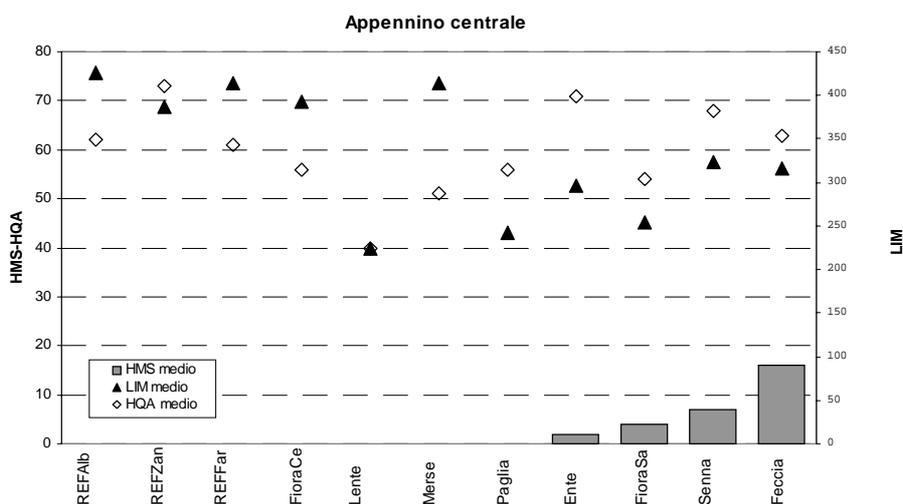


Fig. 5.4 Punteggio HMS, HQA e LIM per i siti dell'Appennino centrale. I siti *reference* sono connotati dalla sigla REF

5.6 - Aree e siti in Sardegna

Nella selezione dei siti in Sardegna sono stati considerati prioritari fattori quali il carattere temporaneo dei fiumi e la copertura del gradiente geografico. Secondariamente, si è tenuto conto di progetti in corso nell'area (e.g TempQsim, MICARI) e delle informazioni in possesso dell'istituto HYDROCONTROL. Non è stato fatto particolare riferimento alle categorie proposte dal Sistema A della Direttiva. Sono stati selezionati siti di altitudine variabile da 0 a 400 m s.l.m. e area di bacino compresa tra 0 e 400 Km². Ulteriori dettagli che caratterizzano i fiumi sardi vengono riportati nel Capitolo 6 del presente Quaderno.

In area sarda i fiumi sono soggetti sia ad alterazioni della qualità dell'acqua che morfologica (vedi Tab. 5.6, 5.7, 5.8 e Fig. 5.5). I siti *reference* risultano caratterizzati da assenza di alterazione morfologica (HMS = 0) che risulta bassa anche per i siti non *reference*, nei quali i valori di HMS non superano mai 45. I valori di diversificazione degli habitat (HQA) risultano ovunque abbastanza elevati. I siti sardi presentano caratteristiche simili a quelli toscani, con un maggiore gradiente di alterazione morfologica. In quest'area non è stato un problema individuare siti ad elevata naturalità le cui comunità biologiche, nonostante l'elevata integrità ecologica, sono però fortemente influenzate dal carattere temporaneo dei fiumi.

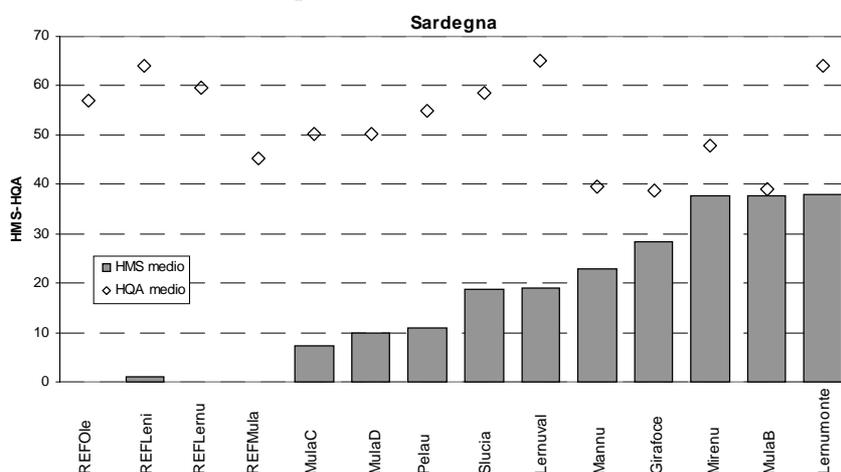


Fig. 5.5 Punteggio HMS, HQA e LIM per i siti della Sardegna. I siti *reference* sono connotati dalla sigla REF

Nelle Tab. 5.6 e 5.7 sono indicati i valori assunti da alcuni dei descrittori abiotici utilizzati per quantificare il grado di pressione antropica (HMS e IFF), la qualità globale dell'habitat (HQA) e le caratteristiche di lenticità/loticità (LRD) nei siti selezionati. Per quanto riguarda l'alterazione morfologica, come già evidenziato dalla Fig. 5.5, i siti presentano un buon gradiente di HMS, da 0 per i siti reference a 42 per i siti con la maggiore alterazione morfologica. Generalmente si osserva che quando i valori di HMS sono elevati i valori di HQA sono i più bassi. In alcuni siti però l'alterazione morfologica non sembra avere effetto diretto sulla diversificazione in habitat (e.g. Mirenu condotta, Tricarai e su Lenu valle). In questi siti infatti si osservano valori elevati di HQA, probabilmente derivanti da un'abbondante presenza di macrofite (emergenti e sommerse) e da una fascia riparia spesso consistente, elementi che contribuiscono ad aumentare la diversificazione dell'habitat e a determinare la presenza di habitat "rifugio" per le biocenosi acquatiche.

È da notare inoltre come i valori degli indicatori ambientali considerati varino in funzione della stagione. In particolare, le variazioni stagionali di HMS, che quantificando l'entità delle alterazioni relative a rive e canale dovrebbe essere limitate, sono esclusivamente legate al fatto che i siti di campionamento sono stati spostati nelle diverse stagioni di alcune centinaia di metri longitudinalmente gli uni rispetto agli altri. Al contrario, le variazioni stagionali di HQA e LRD sono legate, oltre che al lieve spostamento dei siti, al fatto che nelle diverse stagioni le condizioni di habitat legate alle condizioni di flusso e substrato e alla eventuale presenza di vegetazione acquatica cambiano. In particolare, le differenze maggiori si osservano per i valori di LRD che dà indicazione della lenticità-loticità dei siti analizzati, con valori positivi che corrispondono a condizioni di lenticità e valori negativi a situazioni di loticità. I valori che oscillano intorno allo 0 possono essere considerati come situazioni di copresenza di aree lentiche e lotiche. I valori di LRD sono stati inoltre scomposti in modo da evidenziare quale fosse la componente di lenticità-loticità dovuta alla presenza di strutture artificiali. Ad esempio, le briglie aumentano la lenticità dei siti a monte delle stesse, anche per lunghi tratti. Senza la presenza di tali strutture il sito sarebbe caratterizzato da valori di LRD più negativi di quanto invece non venga effettivamente rilevato. Nella colonna quindi indicata come *LRD nat* (si veda il Cap. 3) sono state escluse tutte le componenti artificiali. Nella stagione di agosto, per tutti i siti, si osservano valori positivi di LRD. Nelle altre stagioni, i valori di LRD tendono ad essere negativi o al massimo intorno allo 0, con l'esclusione dei siti Girasole, Su Corongiu e Mannu dove valori positivi sono rilevati anche nella stagione di febbraio e giugno.

Tab. 5.6 Valori assunti dai descrittori abiotici utilizzati per caratterizzare i siti studiati nell'area del Tortoli (aspetti idromorfologici e degrado generale)

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	HMS	HQA	LRD	LRD _{nat}	IFF
Sardegna - Area stagno di Tortoli - siti Micari	febbraio 2004	Gorbini	Oleandro Reference	0	56	-19	-19	230
		Mirenu	Condotta	38	44	-15.03	-19.03	168
		Tricarai	Confluenza S. Lucia	16	55	-5.25	-5.25	183
		Su corongiu	Valle	38	46	9.19	9.19	109
		Girasole	Foce	29	38	13.43	11.43	139
	giugno 2004	Gorbini	Oleandro Reference	0	59	-23.4	-23.4	235
		Mirenu	Condotta	33	61	-20.4	-22.4	160
		Tricarai	Confluenza S. Lucia	17	64	-1.7	-6.7	195
		Su corongiu	Valle	0	48	-13.9	-13.9	150
		Girasole	Foce	29	39	11.6	9.6	130
	agosto 2004	Gorbini	Oleandro Reference	0	56	53.0	53.0	235
		Mirenu	Condotta	42	39	15.6	5.1	158
		Tricarai	Confluenza S. Lucia	23	57	30.8	26.8	155
		Su corongiu	Valle	12	45	21.8	16.8	180
		Girasole	Foce	27	39	42.9	34.9	136

Per quanto concerne i valori di IFF, indice preposto alla valutazione della qualità generale dei siti, si osserva come non vengano mai raggiunti valori superiori a 250, che nella formulazione dell'indice corrisponderebbero a situazioni di elevata naturalità. Sembra quindi che in quest'area, per ragioni naturali, tale indice non possa raggiungere i valori ottenibili in altre aree fluviali.

Tab.5.7 Valori assunti dai descrittori abiotici utilizzati per caratterizzare i siti non afferenti al progetto Micari (aspetti idromorfologici e degrado generale)

Regione	Stagione	Fiume	Nome sito	HMS	HQA	LRD	LRD _{nat}	IFF
Sardegna siti TempQsim e IRSA-CNR	febbraio 2004	Su Lernu	Reference	0	64	-9.9	-9.9	255
		Su Lernu	Valle	19	65	-10.8	-10.8	168
		Mulargia	Reference	0	58	-32.4	-32.4	235
		Mulargia	B	42	42	-10.5	-10.5	124
		Mulargia	C	7	51	-15.8	-15.8	159
		Mulargia	D	10	59	-23.2	-23.2	213
	giugno 2004	Su Lernu	Reference	0	61	-16.5	-16.5	208
		Su Lernu	Valle	38	64	-7.5	-16.5	200
		Mulargia	Reference	0	50	-0.3	-0.3	165
		Mulargia	B	36	41	-2.8	-2.8	100
		Mulargia	C	0	48	-16.9	-16.9	189
		Mulargia	D	9	41	-10.8	-10.8	141
		Leni	Reference	1	64	-15.5	-17.5	175
	Mannu	Villamar	25	41	28.9	27.9	135	
	agosto 2004	Su Lernu	Reference	0	54	31.5	31.5	165
		Castagna	Valle	5	48	32.5	32.5	174
		Mulargia	Reference	0	28	57.0	57.0	165
		Mulargia	B	35	34	23.0	23.0	97
		Mulargia	C	15	52	16.0	16.0	145
		Mulargia	D	11	51	46.0	46.0	178
		Mannu	valle Villamar	21	38	40.3	38.8	125
Pelau		ponte	11	55	59.8	57.8	159	

In Tab. 5.8 sono riportati i valori di alcune variabili chimico-fisiche determinate in tutti i siti fluviali nelle tre stagioni corrispondenti ai campionamenti di febbraio, giugno e agosto. Tali variabili includono solo 5 dei 7

macrodescrittori richiesti dal D.L.vo 152 per la classificazione dei corpi idrici, quindi non è stato possibile il calcolo del LIM.

I siti reference presentano, in generale, concentrazioni di nutrienti (azoto nitrico, azoto ammoniacale e fosforo totale) molto basse che rientrano nell'intervallo corrispondente al 1° livello (ottimo) di qualità sulla base dei criteri stabiliti dal D.L.vo 152/99. L'unica eccezione è rappresentata dal sito selezionato sul fiume Mulargia che mostra elevati livelli di azoto nitrico a febbraio e a giugno. Data la naturalità del territorio circostante, occupato prevalentemente dalla tipica macchia mediterranea, le uniche ipotesi plausibili per spiegare tali dati portano a considerare la presenza sporadica di animali da allevamento o l'apporto di acqua sotterranea ricca di nitrati. Relativamente all'ossigeno, è da sottolineare la drastica diminuzione osservata nel mese di agosto nei siti reference sul fiume Garbini e Su Lenu, dove si sono misurate, rispettivamente, concentrazioni di 1 e 3 mg/l. Tale fenomeno, non attribuibile a cause di origine antropica, è sicuramente da correlare all'aumento della temperatura e soprattutto alla diminuzione della portata durante i mesi estivi, tale da creare condizioni di scarsa quantità d'acqua perlopiù raccolta in pozze a scarsa o nulla velocità di corrente. Rilevanti diminuzioni della portata, da febbraio ad agosto, si sono osservate anche negli altri siti fluviali studiati in Sardegna, dove però non si sono raggiunti livelli di "magra" paragonabili ai tratti studiati sui fiumi Garbini e Su Lenu. In tali siti le concentrazioni di ossigeno si sono mantenute più costanti.

I siti fluviali, non reference, selezionati all'interno del bacino dello stagno di Tortoli presentano, complessivamente, condizioni non particolarmente alterate dal punto di vista chimico, ma che sicuramente risentono dell'impatto dovuto alle attività antropiche. Le concentrazioni più elevate di azoto nitrico (1.8-2.5 mg/l) e di fosforo (200-300 µg/l) sono state registrate nel fiume Su Corongiu in un tratto situato a valle del centro abitato di Lanusei in un'area prevalentemente agricola. Molto più compromessa è la condizione del fiume Mulargia a valle dello scarico del depuratore di Nurri (sito B) che, in condizione di portata minima, ha raggiunto concentrazioni di fosforo totale prossime a 2 mg/l. Occorre altresì considerare che nei siti C e D, situati rispettivamente a 3 e 7 km dal sito B, tali concentrazioni si sono ridotte di un ordine di grandezza, evidenziando in tal modo la capacità autodepurativa del fiume stesso. L'effetto dello scarico del depuratore è ben evidente anche confrontando le concentrazioni di cloruro nel sito a monte (sito reference A) con quelle misurate nel tratto immediatamente a valle (sito B). Ad esempio ad agosto i livelli di cloruro sono passati da 97 a 321 mg/l nel sito B per poi rimanere pressochè costanti nei siti C e D. Ciò suggerisce che in alcune circostanze il contributo della diluizione non sia rilevante nella diminuzione dei nutrienti osservata lungo il Mulargia che è quindi da attribuire a processi biologici.

Infine, è da sottolineare la significativa diminuzione dell'azoto nitrico riscontrata, in agosto, nella maggior parte dei tratti fluviali studiati, che è da mettere in relazione alla presenza, in alcuni casi massiccia, di macrofite acquatiche, in particolare il Nasturzio (*Nasturtium sp.*), il Sedano d'acqua (*Apium sp.*) e specie appartenenti al genere Callitriche.

Tab. 5.8 Valori di alcune variabili chimico-fisiche nei siti selezionati in Sardegna

Fiume	Nome sito	mese	Portata m ³ /s	durezza mg/l CaCO ₃	pH	cond µS/cm	O ₂ mg/L	O ₂ %	Cl mg/l	N-NH ₄ mg/l	N-NO ₃ mg/l	N-NO ₂ µg/l	PO ₄ µg/l	P tot µg/l	UFC/100 ml E.coli
Gorbini	Reference	Feb-04	0.062	9	7.51	188	10.8	99	21	0.03	0.15	4	4	4	4
Gorbini	Reference	Jun-04	0.036	64	7.62	200	9.1	99	25	0.03	0.25	5	3	9	0
Gorbini	Reference	Aug-04	0.001	30	7.89	309	1.0	11	66	0.03	0.23	11	5	49	3
Mirenu	Condotta	Feb-04	1.638	14	7.65	160	11.1	99	18	0.04	0.81	12	4	4	32
Mirenu	Condotta	Jun-04	0.391	88	7.78	245	9.0	91	26	0.03	0.88	13	2	14	2
Mirenu	Condotta	Aug-04	0.193	19	7.48	140	8.9	107	30	0.03	0.23	6	19	28	220
Tricarai	S. Lucia	Feb-04	0.137	25	7.87	284	9.2	96	29	0.04	1.68	11	4	4	0
Tricarai	ponte FS	Jun-04	0.666	108	7.75	286	9.3	95	30	0.04	1.02	18	3	0	1
Tricarai	valle ponte	Aug-04	0.036	38	7.91	308	7.2	83	55	0.02	0.23	24	5	9	73
Su Corongiu	Valle	Feb-04	0.504	54	8.27	340	8.8	86	36	0.29	2.54	143	140	200	50
Su Corongiu	Valle	Jun-04	0.710	116	7.90	334	10.5	111	35	0.09	2.54	45	161	194	10
Su Corongiu	Valle	Aug-04	0.137	50	7.79	392	7.2	86	71	0.02	1.83	17	251	300	95
Girasole	Foce	Feb-04	5.040	21	7.38	175	11.8	97	19	0.03	0.07	20	4	4	2
Girasole	Foce	Jun-04	1.137	68	7.35	196	8.5	85	25	0.03	0.56	7	3	14	11
Girasole	Foce	Aug-04	0.231	32	7.16	180	7.0	82	37	0.02	0.23	14	5	273	180
Mulgargia	Reference	Feb-04	0.029		8.17	673	8.2	77	65	0.04	7.05	30	10	50	8
Mulgargia	Reference	Jun-04	0.016		7.83	674	11.7	90		0.05	3.00	100			11
Mulgargia	Reference	Aug-04	<0.001	88	7.57	807			97	0.04	0.11	0	57	20	18
Mulgargia	B	Feb-04	0.086		7.88	960	6.3	55	169	2.05	4.22	330	30	320	176
Mulgargia	B	Jun-04	0.120	386	8.54	2010	9.6	110	518	0.03	3.10	93	890	972	40
Mulgargia	B	Aug-04	0.014	88	7.69	2140	1.1	16	321	0.11	0.18	7	1107	1830	40
Mulgargia	C	Feb-04	1.080		8.30	760	9.0	83	110	0.26	5.44	210	50	390	26
Mulgargia	C	Jun-04	0.084	320	8.80	1101	15.4	190	207	0.07	1.62	20	371	403	8
Mulgargia	C	Aug-04	0.001	113	8.41	2070			312	0.03	0.03	0	281	300	18
Mulgargia	D	Feb-04	0.693		8.23	717	8.7	79	95	0.04	6.91	30	70	260	20
Mulgargia	D	Jun-04	0.101	312	8.30	981	10.8	98	168	0.03	1.45	18	227	275	100
Mulgargia	D	Aug-04	0.001	84	8.30	1179			216	0.02	0.00	5	75	130	61
Su Lerneru	reference	Feb-04	0.190	2	7.68	178	11.5	101	33	0.03	0.30	2	4	4	0
Su Lerneru	reference	Jun-04	0.486	40	7.94	166	12.5	128	31	0.03	0.00	7	1	22	7
Su Lerneru	reference	Aug-04	0.004	12	7.04	270	4.3	56	81	0.02	0.23	50	21	31	0
Su Lerneru	valle Padru	Feb-04	0.273	11	7.59	269	10.8	99	44	0.05	2.27	27	4	4	1000
Su Lerneru	monte Padru	Jun-04	0.699	50	7.53	218	11.5	99	40	0.06	1.43	12	8	31	35
Castagna		Aug-04	0.011	34	7.17	481	10.3	99	125	0.02	0.23	28	5	30	32
Rio Leni	reference	Jun-04	0.057	70	7.80	333	12.3	103	81	0.03	0.24	2	1	10	8
Rio Mannu	Villamar	Jun-04	0.958	470	8.32	1268	13.6	96	160	0.04	4.37	24	45	108	27
Rio Mannu	valle Villama	Aug-04	0.068	172	8.18	1700	9.5	110	213	0.06	3.06	40	2	61	4000
Pelau	ponte	Aug-04	0.169	54	7.30	471	3.2	35	35	0.02	0.15	2	18	0	12

5.7 - Conclusioni generali

La definizione del tipo fluviale e delle relative condizioni di riferimento, la metodologia di campionamento e la valutazione dei fattori abiotici che influiscono sulle comunità biotiche sono fondamentali nello studio delle biocenosi acquatiche nella chiave dell'applicazione della Direttiva Quadro Europea sulle Acque. Ciò, in particolare, quando si pensi alla verifica dei metodi esistenti o allo sviluppo di nuovi metodi o moduli di *assessment* per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, anche e garanzia di confrontabilità tra i diversi stati europei.

Sono state quantificate le variabili che consentono di caratterizzare i siti come appartenente ad uno specifico tipo fluviale. Inoltre, essi sono stati caratterizzati per quanto riguarda i macrodescrittori previsti dal D. L.vo 152/99 e per gli aspetti idromorfologici, tramite indici e descrittori dedicati. Sebbene siano stati identificati dei tipi omogenei nelle diverse aree analizzate, nel corso della ricerca si è avuto modo di evidenziare come spesso, nella realtà Sud Europea, l'idrologia svolga un ruolo primario nel determinare la struttura delle comunità. In particolare, nel Sistema A proposto dalla Direttiva non viene fatto alcun riferimento all'idrologia, mentre risulta evidente come lo sviluppo di una tipologia in area mediterranea non potrà non tener conto di questo fattore.

Ringraziamenti

La realizzazione del presente contributo ha beneficiato in parte del cofinanziamento dei seguenti progetti: MICARI (MIUR: "Strumenti e procedure per il Miglioramento della CAPacità RICettiva di corpi Idrici superficiali", "Proposta di stream standard specifici per corsi d'acqua a regime torrentizio", D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE"), STAR (EU EVK1-CT2001-00089: "Standardisation of river classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive") e AQEM (EU Contract number: EVK1-CT 1999-00027: "The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers through Europe using Benthic Macroinvertebrates").

Bibliografia

AQEM Consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic

- macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002, 202 pp.
- Balestrini, R., M. Cazzola e A. Buffagni, 2004. Characterizing hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia*, 516: 367–381.
- Buffagni, A., J. L. Kemp, S. Erba, C. Belfiore, D. Hering e O. Moog, 2001. A Europe wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM project and its importance for southern Europe (with special emphasis in Italy). *J. Limnol.* 60 (suppl. 1): 39–48.
- Buffagni A., Erba S., Balestrini R., Cazzola M., Kemp J.L., Pagnotta R., Alber R., Bielli E., Belfiore C. e Hering D., 2002. Definizione della qualità ecologica nei fiumi europei sulla base dei macroinvertebrati bentonici: il Progetto EU-AQEM. *Acta Biologica*, 78(1): 181-193.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 Maggio 1999, N 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Supplemento Ordinario n 101/L alla Gazzetta Ufficiale, 29 Maggio 1999, n 124.
- EC., 2000/60. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327, 22.12.2000, pp. 1-72.
- Harper D. M., M. Ebrahimnezhad, E.Taylor, S.Dickinson, O.Decamp, G. Verniers e T. Balbi, 1999. A catchment-scale approach to the physical restoration of lowland UK rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 141-157.
- Hering D. e J. Strackbein, 2002. STAR stream types and sampling sites. Compiled by partner no 2 (University of Essen, Germany). 1st deliverable Contract No: EVK1-CT 2001-00089. www.eu-star.at.
- Hering, D., A. Buffagni, O. Moog, L. Sandin, M. Sommerhäuser, I. Stubauer, C. Feld, R. K. Johnson, P. Pinto, N. Skoulikidis, P. F. M. Verdonschot e S. Zahrádková, 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling

- programme within the AQEM project. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 345-361.
- Hering, D., O. Moog, L. Sandin e P. F. M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516: 1–20.
- Illies (ed), J., 1978. *Limnofauna Europaea*. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Nijboer, R. C., R. K. Johnson, P. F. M. Verdonschot, M. Sommerhäuser e A. Buffagni, 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, 516: 91–105.

6 - CARATTERIZZAZIONE DELLE PRESSIONI AGENTI SU TIPICI BACINI FLUVIALI MEDITERRANEI: ALCUNI ESEMPI IN SARDEGNA

Casula R.¹, Coni M.¹, Diliberto L.¹, Sanna A.¹, Botti P.²

¹Hydrocontrol - Centro di Ricerca e Formazione per il Controllo dei Sistemi Idrici, Strada 52 Poggio dei Pini 09012 Capoterra (Ca)

²Dipartimento "Salvaguardia del territorio e tutela delle acque" dell'Ente Autonomo Flumendosa, Via Mameli 88 09123 Cagliari

e-mail: rita.casula@hydrocontrol.com; martina.coni@hydrocontrol.com; ludovica.diliberto@hydrocontrol.com; augusto.sanna@hydrocontrol.com

Riassunto

Nel presente articolo viene effettuata una caratterizzazione dei bacini idrografici del Rio Mulargia, dello stagno di Tortoli e del Rio Leni.

In particolare, per quanto riguarda il bacino del Mulargia e dello stagno di Tortoli, è stato effettuato un inquadramento geomorfologico, idrologico, dell'uso del suolo nonché delle attività zootecniche, agricole e industriali. Sono stati inoltre riportati i risultati principali di alcune indagini volte alla valutazione dei carichi di nutrienti veicolati dai corsi d'acqua esaminati nei corpi idrici recipienti. È stato effettuato infine un inquadramento idrologico del rio Leni. L'obiettivo centrale del lavoro è fornire una panoramica delle principali problematiche agenti su alcuni bacini fluviali a carattere tipicamente mediterraneo.

Summary

The catchments of the Mulargia and Leni rivers and of Tortoli lake are characterized here. With regard to the Mulargia and Tortoli catchments, the geomorphological and hydrological characterization is provided jointly with a quantification of land use, zootechnical, agricultural and industrial activities. Some results related to the quantification of nutrient loads in the described catchments are also presented and discussed. Furthermore, the hydrological regime of the Leni river is briefly outlined. The data is presented with the aim of describing and discussing some of the main issues and problems related to typical Mediterranean rivers.

6.1 - Descrizione delle aree di studio in Sardegna: i bacini del Fiume Mulargia e dello Stagno del Tortoli

Scopo di questo capitolo è dare un inquadramento delle aree di studio considerate in Sardegna. Vengono presentati il bacino del rio Mulargia (Sardegna

sud-orientale), il bacino dello stagno di Tortoli (Sardegna centro-orientale) e il bacino del rio Leni (Sardegna sud-occidentale). I fiumi considerati sono a carattere torrentizio e tipici dell'area mediterranea, di cui risentono del clima e delle variazioni stagionali. I bacini vengono presentati da un punto di vista idrologico e morfologico e di utilizzo del suolo. In particolare per il bacino del Mulargia particolare enfasi è posta sullo studio dei carichi di nutrienti e delle concentrazioni di solidi sospesi ponendo in evidenza come eventi di piena siano determinanti per il trasporto dei solidi e la formazione di carichi inquinanti. Il bacino dello stagno di Tortoli, che è costituito in gran parte dal bacino idrografico del Rio Girasole, è influenzato dalla presenza di un'importante centrale idroelettrica ENEL e da una serie di dighe e sbarramenti ad essa correlate. In particolare vengono esaminati studi effettuati su fosforo e azoto e analizzate le fonti di provenienza. Il rio Leni è presentato esclusivamente dal punto di vista idrologico evidenziandone le caratteristiche tipiche di un bacino mediterraneo a carattere torrentizio. Il bacino imbrifero di questo corso d'acqua è localizzato nella parte Sud Ovest della Sardegna, e si trova a monte di una diga, costruita con lo scopo di regolare le piene, alimentare l'acquedotto dell'area industriale e di fornire acque ad uso irriguo.

6.2. - Il bacino del fiume Mulargia

6.2.1 - Inquadramento generale del bacino del rio Mulargia

Il rio Mulargia è situato nella Sardegna sud-orientale. Nasce dal Taccu di Nurri nella provincia di Nuoro, ad una altezza di 550 m s.l.m.

Il rio Mulargia è un corso d'acqua a regime torrentizio che va in secca nella stagione estiva. Lungo la sua asta principale è stata costruita una diga alta 99 m che sbarrata il corso d'acqua in località Monte Su Rei. Il corso d'acqua denominato rio Mulargia (vedi Fig. 6.1) è il principale immissario dell'invaso del Mulargia che contribuisce all'alimentazione della rete idrica di distribuzione dell'acqua della piana del Campidano unitamente agli invasi del Flumendosa e del Flumineddu. Il suo bacino idrografico a monte della diga ha un'estensione di circa 66 Km², una altitudine media di 480 metri s.l.m. e la sua asta principale ha una lunghezza di 17.6 chilometri. Il bacino idrografico del rio Mulargia ricade nel territorio comunale di otto comuni: Serri, Nurri, Orroli, Mandas, Siurgus Donigala, Escolca, Goni e S. Basilio (gli ultimi tre hanno solo una piccola parte ricadente all'interno del bacino), ma sono solo gli abitanti di Nurri, Orroli e Serri che gravano sul bacino per un totale di circa 6300 abitanti.

L'invaso del Mulargia è da diversi anni sotto il controllo dell'EAF (Ente Autonomo del Flumendosa) che gestisce tutto il sistema idraulico Flumendosa-Campidano a fini irrigui, industriali e potabili.

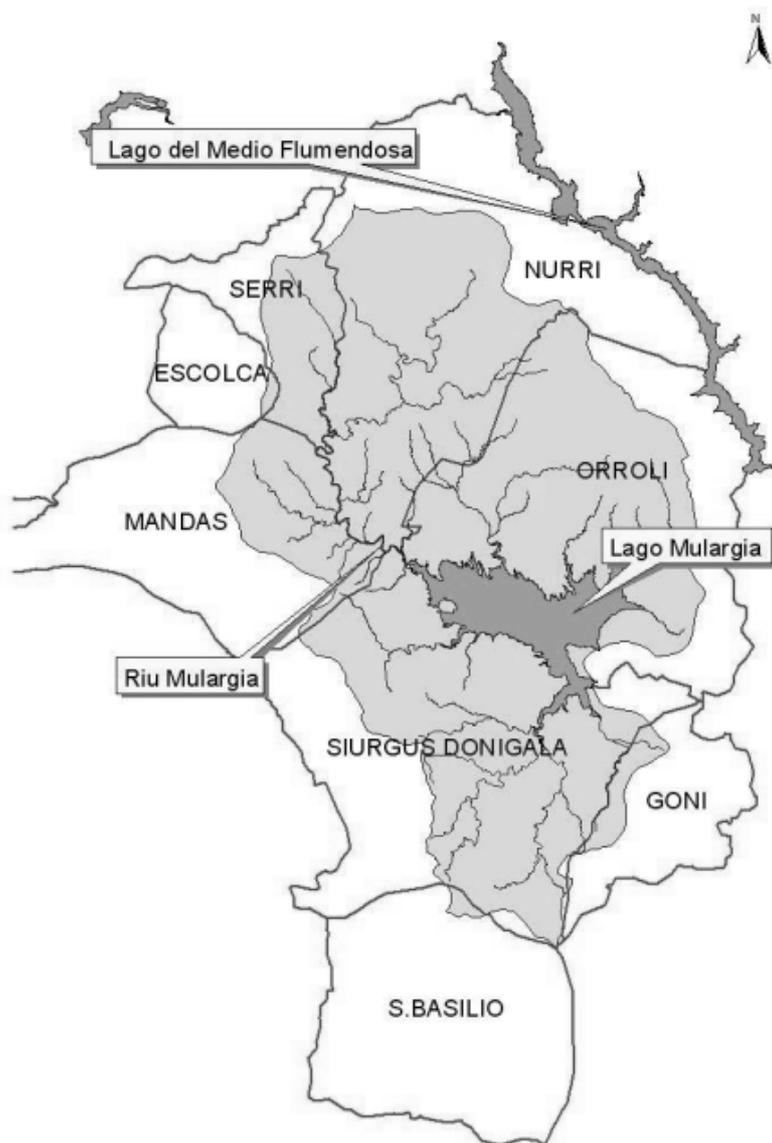


Fig 6.1 Bacino idrografico del Rio Mulargia

6.2.2 - Inquadramento geomorfologico ed idrologico

La morfologia del bacino riflette le complesse vicende geologiche che si sono succedute nel tempo nell'area in esame a partire dal Paleozoico fino al più recente Quaternario. I litotipi paleozoici costituiscono il basamento cristallino che affiora in gran parte dell'area di studio. Nel bacino del Mulargia si ritrovano anche formazioni mioceniche e quindi conglomerati, sabbie, limi e basalti in espandimenti tabulari riconducibili al Pliocene.

Il regime idrologico del Mulargia è fortemente influenzato dalle caratteristiche geomorfologiche del suo bacino idrografico. Infatti le rocce scistose, dominanti nella regione, favoriscono il massimo deflusso e limitano fortemente le perdite dovute quasi esclusivamente all'evapotraspirazione. Il bacino si può definire perciò nettamente impermeabile con valori dei coefficienti di deflusso tra i più alti registrati per quanto riguarda i corsi d'acqua sardi.

Nella sezione a monte dello sbarramento i deflussi sono mediamente pari a 234 mm e gli afflussi a 710,7 mm con un coefficiente di deflusso di 0,33. Per quanto riguarda gli afflussi meteorici, la loro distribuzione nell'anno mostra un tipico andamento del clima marittimo, le piogge iniziano a settembre-ottobre e finiscono in primavera, l'estate è una stagione decisamente secca (Fig 6.2). La distribuzione degli afflussi nel periodo piovoso è comunque molto irregolare e si registrano fortissime differenze da un anno all'altro. Ciò determina il tipico carattere torrentizio del rio Mulargia.

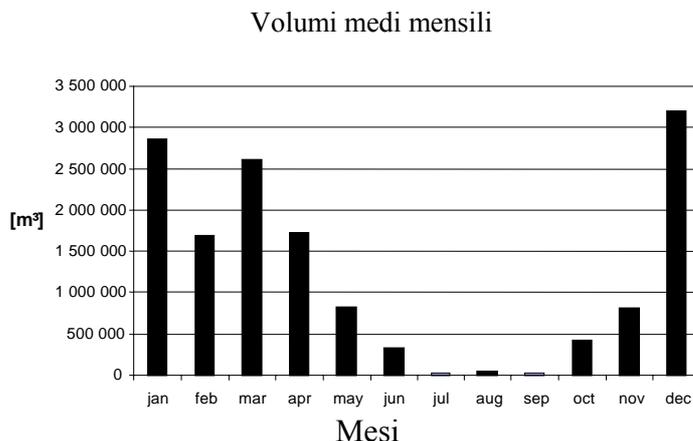


Fig 6.2 Caratteristiche idrologiche del rio Mulargia (1992-2004)

6.2.3 - Uso del suolo

La pressione antropica, soprattutto negli ultimi decenni, ha notevolmente alterato il paesaggio naturale, relegando il bosco nelle aree più impervie e meno produttive e utilizzando la maggior parte dell'area disponibile al pascolo. Solo nella parte meridionale del bacino si possono rilevare zone più o meno estese destinate all'agricoltura essenzialmente cerealicola. I vigneti, le colture arboree, gli orti hanno generalmente un'estensione assai limitata e non si trovano concentrati in un settore particolare del territorio di interesse. La copertura vegetale naturale, costituita dal pascolo, si trova diffusa ovunque e a tutte le altitudini per soddisfare le esigenze della numerosissima popolazione ovina.

Anche la macchia mediterranea, costituita da essenze vegetali arbustive (lentischio, corbezzolo, cisto, ect.), è assai diffusa in tutto il territorio. Il bosco naturale è rappresentato da leccio, roverella e sughera; il bosco di Padenti Mannu rappresenta un esempio significativo di bosco ben conservato.

6.2.4 - Attività zootecnica

Come in quasi tutta la Sardegna, anche nell'area di interesse, il pascolo avviene allo stato brado. In sostanza nella zona non esistono allevamenti ovini e bovini di tipo stabulare intensivo, il bestiame si sposta da una parte all'altra seguendo il ciclo della produzione di foraggere coltivate nonché della produzione di pascoli spontanei.

In particolare le zone dove il bestiame risulta essere maggiormente concentrato sono tre : il territorio comunale di Siurgus Donigala, il territorio di Orroli nel triangolo compreso tra il rio Mulargia, la zona di Sa Miniera e quella di Monte Pardis e il territorio di Nurri a sud del paese, nella piana di Corte Su Fenu. Queste aree hanno la più alta densità di bestiame in quanto sono quelle con i migliori pascoli.

Nella Tab. 6.1 che segue vengono riportati il numero di capi di bestiame (dati ISTAT, 5° Censimento Generale dell'Agricoltura del 2000) presenti in totale nei cinque Comuni il cui territorio comunale ricade all'interno del bacino del Mulargia. Non si è tenuto conto di Escolca, Goni e S Basilio ricadenti solo per una piccolissima parte all'interno del bacino.

Tab. 6.1 Allevamenti nel bacino del Mulargia

Comune	Allev. Avicoli	Bovini	Caprini	Conigli	Equini	Ovini	Suini
<i>Nurri</i>	2373	841	443	18499	84	24549	1556
<i>Orroli</i>	108	1205	398	14	54	12524	311
<i>Serri</i>	312	47	96	17	53	9189	238
<i>Mandas</i>	111	188	-	13	4	5720	20
<i>S. Donigala</i>	67	924	731	-	34	11880	2642

6.2.5 - Attività agricola

Nel bacino di interesse buona parte delle superfici produttive è destinata alla coltivazione di seminativi, per lo più per il bestiame. Non viene utilizzata la pratica dell'irrigazione mentre, pur non avendo precise informazioni sul quantitativo di sostanze fertilizzanti e pesticidi immessi nel terreno, si può affermare che oggi non vi è allevatore nel bacino che non ne faccia uso, soprattutto in considerazione del fatto che l'agricoltura è mirata fundamentalmente alla produzione per l'allevamento del bestiame e pertanto i pastori tendono a migliorare la produttività del terreno utilizzando prodotti chimici nonché letame.

6.2.6 - Attività industriali

Nell'area del Mulargia è presente solo il piccolo polo industriale di Nurri nel quale si trova il mattatoio comunale e un caseificio industriale gestito da un'impresa privata. Vi è una cooperativa ad Orroli dove viene effettuata la lavorazione di carni suine. Sono presenti anche altre attività economiche, quali la produzione di miele e paste alimentari, la molitura di cereali e la tessitura artigianale, peraltro poco produttive di nutrienti e quindi con basso impatto ambientale.

6.2.7 - Scarichi puntuali civili e industriali

Per quanto riguarda gli scarichi puntuali di natura civile, assimilabile ai civili e produttivi che affluiscono al bacino del Mulargia e ne condizionano le caratteristiche di qualità, tra i Comuni che ricadono almeno in parte nel bacino idrografico del corso d'acqua, sono solo tre quelli che scaricano all'interno del bacino: Nurri, Orroli e Serri. Muniti di impianti di depurazione comunale, in totale trattano i reflui di circa 6300 abitanti residenti e 12.000 equivalenti industriali. Per Nurri, considerato che l'impianto esistente è vecchio e mal

funzionante e anche visto l'alto numero di equivalenti industriali attualmente trattati (circa 10.500), è in costruzione l'ampliamento dell'impianto stesso.

Nessuno degli impianti comprende la fase terziaria di trattamento, mentre la fase secondaria con trattamento biologico è costituita da letti percolatori per quanto riguarda l'impianto di Serri e sistema a fanghi attivi per gli impianti di Nurri e di Orroli.

6.2.8 - Valutazione sperimentale dei carichi di nutrienti e dei solidi sospesi veicolati dal rio Mulargia nella diga del Mulargia

Hydrocontrol, Centro di Ricerca e Formazione per il Controllo dei Sistemi Idrici di Capoterra (Cagliari) ha condotto nell'ambito di TempQsim, un progetto finanziato dalla UE (sesto programma quadro), una attività sperimentale volta a valutare il carico di solidi sospesi e di nutrienti veicolati dal Rio Mulargia nella sua diga. Particolare attenzione è stata riposta sugli eventi di piena che, in questi caratteristici corsi d'acqua a regime torrentizio, risultano essere di estrema importanza ai fini della formazione del carico convogliato nei corpi idrici recipienti.

L'indagine è stata condotta nell'anno idrologico settembre 2003 - agosto 2004 ed è stata effettuata installando, alla confluenza del rio Mulargia nella diga, misuratori di portata in continuo e campionatori automatici .

L'importanza delle piene nel trasporto dei solidi sospesi in diga e, in particolare, della "prima piena" (verificatasi subito dopo il periodo di secca estivo), si può apprezzare dai grafici delle Figg. 6.3 e 6.4 dove è possibile osservare rispettivamente l'andamento delle concentrazioni e dei carichi dei solidi sospesi durante le piene intercorse nei diversi mesi dell'anno di indagine.

Dall'analisi dei grafici si evince l'importanza della "prima piena" del mese di ottobre durante la quale, il consistente dilavamento del bacino, è apprezzabile dalle elevate concentrazioni di solidi sospesi rilevati nella piena del mese stesso (vedi Fig. 6.3).

Dall'esame della Fig. 6.4 si può notare inoltre come, nonostante il volume defluito in ottobre sia nettamente inferiore rispetto a quello defluito durante le piene primaverili, il suo contributo alla formazione del carico annuo di solidi sospesi sia stato più elevato rispetto a quello dei mesi di maggio e aprile. Si osservi in particolare la grossa piena "anomala" registrata in maggio (mese in genere decisamente meno piovoso dei mesi invernali) che, nonostante sia stata la più elevata di tutto l'anno in termini di volume defluito, convoglia comunque in diga un carico minore rispetto alla piena di ottobre.

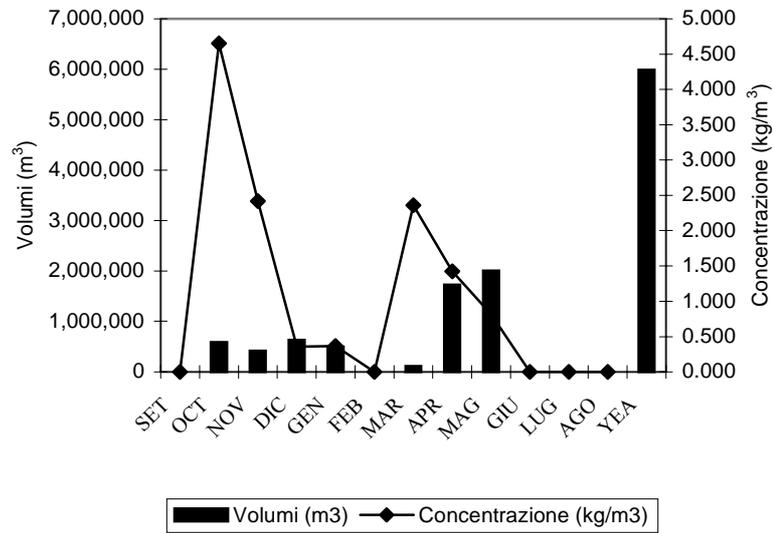


Fig 6.3 Andamento delle concentrazioni dei solidi sospesi durante le piene (anno idrologico 03-04)

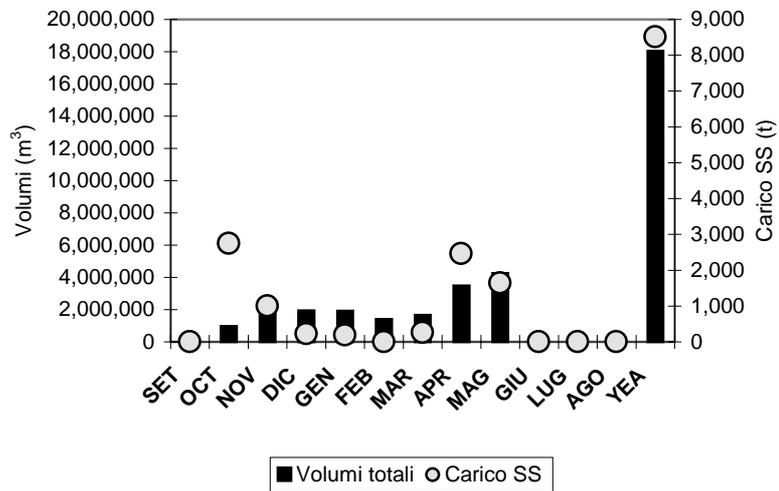


Fig 6.4 Carichi di solidi sospesi (SS) trasportati dalle piene nei diversi mesi (anno idrologico 03-04)

L'importanza degli eventi di piena in questi corsi d'acqua a regime torrentizio è evidenziata in modo particolare dalla curva di durata dei deflussi registrati nel rio Mulargia durante l'anno di indagine (vedi Fig. 6.5). Dall'osservazione della figura è possibile infatti notare come il carico totale dei solidi sospesi, pari a circa 8.506 t/anno, sia stato convogliato interamente in appena 30 giorni (durata delle piene) su 365 annui.

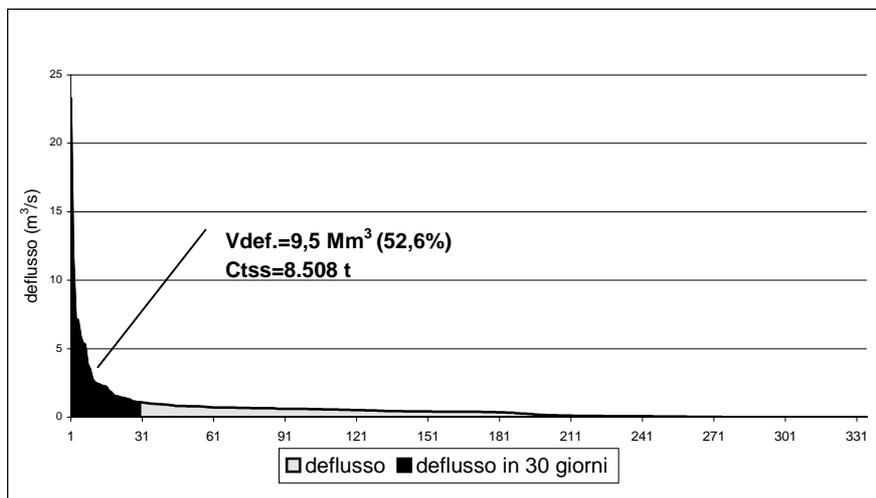


Fig 6.5 Curve di durata dei deflussi sul rio Mulargia (anno idrologico 03- 04)

La rilevanza degli eventi di piena nella formazione dei carichi inquinanti è stata evidenziata anche dalla stima del carico dei nutrienti convogliati in diga.

Per quanto riguarda sia l'azoto che il fosforo infatti, su un carico totale annuo pari rispettivamente a circa 144 t/anno per l'azoto e circa 7 tonnellate per il fosforo, quasi la metà del carico è stata veicolata nei 30 giorni di piena .

La valutazione del carico di azoto e fosforo affluiti nell'invaso del Mulargia è risultata essere di estrema importanza, considerati i seri problemi di eutrofizzazione delle acque dell'invaso riscontrati negli anni passati.

6.3 - Il bacino dello Stagno di Tortoli

6.3.1 - Inquadramento del bacino idrografico

Il bacino idrografico tributario dello stagno di Tortoli ha un'area complessiva di 97 km² (vedi Fig.6.6) ed è costituito in gran parte dal bacino idrografico del Rio Girasole; la restante parte è costituita dai bacini di una serie di rii minori che scaricano direttamente nello stagno.

Il bacino idrografico del Rio Girasole prende origine dalle pendici orientali della catena montuosa costituita dai massicci granitici del M. Orguda (1361 m) a nord, del M. Suana (1161 m) ad ovest, del monte Idolo (1241 m) a sud. I rami che costituiscono il corso superiore, i torrenti Bau Vigo e di Serra Scova, raccolgono gli apporti di numerose sorgenti quindi si riuniscono a quota 257 metri s.l.m., a circa un km a monte del bacino di compenso della centrale idroelettrica ENEL del 3° salto Flumendosa. Nel tratto successivo il rio Girasole raccoglie da nord il torrente Gorbini, che in questo punto è chiamato ancora torrente Sa Teula. Proseguendo, il rio Sa Teula è sbarrato dalla diga di S.Lucia; a valle di questa riceve l'apporto del rio Latase, proveniente dai Monti di Arzana, e con il nome di rio Mirenu, il fiume sbocca in pianura per sfociare dopo 3 km, come rio Girasole, nello stagno di Tortoli.

Lo stagno di Tortoli, situato nella costa orientale della Sardegna, tra la foce del Rio Girasole e il Porto di Arbatax, è di forma pressoché ovoidale ed ha una superficie di circa 29 km². Lo stagno si estende con due lunghi canali diametralmente opposti che seguono la linea di spiaggia: uno verso sud, Canale di Baccasara, e l'altro verso nord, coincidente con la parte terminale del Rio Girasole.

6.3.2 - Idrologia

Il tributario principale dello stagno di Tortoli, il Rio Girasole, ha un bacino idrografico di area pari a 82,35 km² di cui 48,60 km² sottesi dalla diga di S. Lucia. L'altitudine media è di 392 m s.l.m. La pendenza media dell'asta principale è circa 0,4% con una lunghezza pari a 21,30 km.

Gli altri tributari, praticamente trascurabili sul regime idrologico dello stagno, sono costituiti da canali di raccolta delle acque di pioggia e di scolo, delle acque di irrigazione e da piccoli rii.

Il bacino idrografico dei tributari minori ha un'area pari a 14,70 km² ed è localizzato nell'area costiera retrostante allo stagno.

I deflussi naturali del bacino idrografico che alimenta lo stagno sono influenzati in modo determinante dalla diga di S. Lucia sul Rio Girasole.

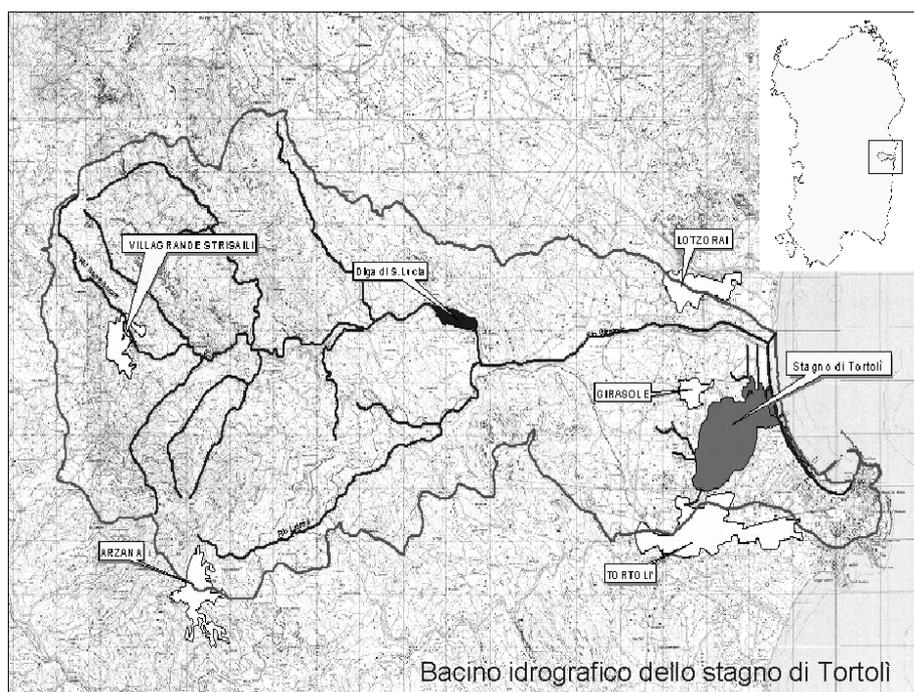


Fig 6.6 Il bacino idrografico dello stagno di Tortoli

L'invaso di S. Lucia è ad uso multiplo, ha una capacità utile di 3,1 milioni di m^3 e regola le portate rilasciate dagli impianti idroelettrici dell'ENEL che prelevano dal lago dell'Alto Flumendosa. La quota d'alveo in prossimità della diga è circa 38 m s.l.m. ed il bacino idrografico sotteso è di $48,6 \text{ km}^2$ con una altitudine media di 536 m. La diga di S. Lucia riceve i deflussi rilasciati dall'invaso di Bau Muggeris situato nel bacino idrografico del Flumendosa. Il volume totale medio annuo rilasciato da questo invaso, calcolato sui dati nel periodo 1949 – 1975, è pari a 88,23 milioni di m^3 .

La seguente Tab. 6.2 riporta i deflussi del bacino totale, dei bacini dei tributari minori e del bacino del rio Girasole sotteso dalla diga di Santa Lucia, quest'ultimo come si può vedere apporta il contributo maggiore.

Tab. 6.2 Deflussi del bacino totale, del bacino dei tributari minori e del bacino del rio Girasole a valle della diga di Santa Lucia

Bacino	D [mm]	D [Mm ³]	Coeff. Defl. Annuo
Deflussi del bacino totale	306,91	29,79	0,35
Deflussi del bacino parziale del Rio Girasole a valle della diga di S. Lucia	237,12	11,49	0,32
Deflussi del Bacino dei tributari minori	174,84	2,57	0,28

Il rilascio dall'invaso di S. Lucia dipende dalla combinazione dei volumi ricevuti dall'invaso ad uso idroelettrico di Bau Muggeris e dai volumi erogati alle diverse utenze da parte del Consorzio di Bonifica, che è l'ente gestore dell'invaso.

6.3.3 - Le risorse idriche sotterranee

Il bacino è caratterizzato dalla presenza del cosiddetto Complesso delle alluvioni attuali, recenti ed antiche. Tale complesso è sede di un acquifero libero, dalle potenzialità estremamente limitate, sfruttato mediante un numero esiguo di pozzi, per lo più scavati a largo diametro, caratterizzati da portate inferiori ad 1 l/s. Al di sotto di tale complesso, si riscontra il Complesso magmatico intrusivo e magmatitico, praticamente impermeabile e sterile.

Le potenzialità limitate dell'acquifero alluvionale sono da mettere in relazione a spessori saturi mai superiori ai 10 m. La permeabilità dei sedimenti che lo costituiscono è invece medio - bassa.

Il deflusso preferenziale delle acque sotterranee nell'area di studio è drenato in parte verso nord dallo stagno di Tortoli e dal mare, nella zona antistante il porto di Arbatax, ed in parte verso sud, sempre dal mare.

In alcuni pozzi a largo diametro, scavati nell'acquifero alluvionale, il livello statico della falda varia da circa 1 m in prossimità dello Stagno di Tortoli, sino a circa 5 m nel settore centrale dell'area di studio.

6.3.4 - Il sistema idrico

Nell'area di studio sono presenti utenze di tipo civile, irriguo ed industriale. Le utenze civili sono relative ai Comuni di Villagrande Strisaili, Tortoli, Girasole e Lotzorai; le utenze irrigue sono costituite da comprensori del Consorzio di Bonifica dell'Ogliastra; le utenze industriali sono costituite dal Consorzio per l'Area di Sviluppo Industriale (ASI) di Tortoli.

Il sistema idrico viene alimentato dal Flumendosa, dal Rio Sa Teula, da pozzi e da sorgenti.

Le opere di accumulo delle acque dell'Alto Flumendosa consistono in due dighe secondarie, Bau Mela e Bau Mandara e nell'invaso principale di Bau Muggeris della capacità di 60 Mm³. Le acque invasate vengono poi deviate verso il Rio Sa Teula che in uscita dalla diga di S. Lucia prende il nome di Rio Girasole e sfocia in prossimità del paese di Lotzorai. La portata (non continuativa) minima di concessione di questa derivazione è di 3,35 m³/s mentre la massima è di 7 m³/s.

Dall'impianto dell'Alto Flumendosa, tramite uno spillamento realizzato in prossimità della vasca di carico della centrale del 2° salto, viene alimentato l'acquedotto dell'Ogliastra che approvvigiona il Comune di Girasole ed integra la fornitura idrica del Comune di Tortoli, di Lotzorai e S. Maria Navarrese.

L'acqua distribuita dal sopracitato acquedotto viene potabilizzata nell'impianto dell'ESAF ubicato nell'area comunale di Villagrande Strisaili in località Sa Tanca. Le acque turbinate dalle centrali idroelettriche vengono restituite a valle della centrale del 3° salto sul Rio Sa Teula.

La risorsa idrica del Rio Sa Teula viene utilizzata a scopo irriguo dal Consorzio dell'Ogliastra per alimentare i comprensori della Piana di Tortoli e Girasole.

A monte della distribuzione alle utenze civili, l'acqua viene trattata presso due impianti di potabilizzazione realizzati alla periferia del paese, in località Monte Attu ed Is Cogottis. È previsto un nuovo impianto di potabilizzazione in località Tennari che sostituirà quelli esistenti.

L'ASI di Tortoli si approvvigiona anche direttamente da pozzi ed utilizzando vasche di accumulo della capacità di 32.000 m³.

L'approvvigionamento da risorse sotterranee viene utilizzato per integrare gli usi industriale e civile.

6.3.5 - Sistema fognario e depurativo

Dall'analisi dei dati parziali estratti dal Catasto degli scarichi, da sopralluoghi effettuati sul sito, da colloqui avuti con gli enti gestori, è stato possibile ricostruire la situazione fognaria e depurativa dell'area, riepilogata nella Tab. 6.3.

Tab. 6.3 Situazione fognaria e depurativa del bacino

Comune	Tipo fognatura	Tipo impianto	Recapito finale
Tortoli + Girasole	mista	Fanghi attivi	Mare
Villagrande Strisaili	mista	Sedimentatore	Stagno di Tortoli
Villanova Strisaili	mista	Fanghi attivi	Stagno di Tortoli
Attività di acquacoltura	-	-	Stagno di Tortoli

6.3.6 - La popolazione residente e gravante nel bacino idrografico

I dati di popolazione residente e gravante sul bacino dello stagno di Tortoli sono riportati nella Tab. 6.4 dove è indicata, oltre il numero degli abitanti, la superficie comunale che ricade all'interno del bacino. Nella tabella sono inclusi i comuni di Arzana, Girasole, Lotzorai, Tortoli, Talana, perché parte del loro territorio comunale ricade all'interno del bacino, anche se non incidono come "popolazione gravante" in quanto gli scarichi di tali centri abitati ricadono al di fuori dello stesso. Gli abitanti residenti, se si tiene conto anche dei suddetti centri, sono pari a 20.370 (dati ufficiali ISTAT del 2001), ma dall'analisi del catasto degli scarichi e dalle considerazioni sotto riportate è possibile stimare in 3645 la popolazione "gravante" nel bacino idrografico. Al totale degli abitanti di Villagrande Strisaili non sono stati sottratti gli abitanti della frazione di Villanova, anche se dal catasto degli scarichi risulta che i reflui di tale frazione gravitano al di fuori del bacino. Ciò in quanto, tramite il deflusso idroelettrico dalla diga di Bau Muggieris, gli scarichi di Villanova Strisaili potrebbero pervenire comunque allo stagno di Tortoli.

Tab. 6.4 Abitanti residenti e territorio comunale dei comuni ricadenti nel bacino dello stagno di Tortoli

Comuni ricadenti nel bacino	Abitanti residenti	
	Totali	Ricadenti nel bacino
Arzana	2853	
Girasole	946	
Lotzorai	2113	
Talana	1127	
Tortoli	9956	
Villagrande Str.	3645	3645
TOTALE	20370	3645

6.3.7 - L'attività agricola e gli allevamenti

L'attività agricola e gli allevamenti presenti nel bacino idrografico dello stagno di Tortoli sono delineati dall'esame dei dati ISTAT del 5° Censimento generale dell'agricoltura del 2000 (fascicoli ISTAT della provincia di Nuoro).

Nella Tab. 6.5 sono riportati, per i diversi comuni, la superficie totale, la percentuale di area interna al bacino nonché gli ettari totali comunali di suolo utilizzati per l'agricoltura e di suolo incolto.

Tab. 6.5 Superficie comunale totale con percentuale interna al bacino e superfici comunali totali coltivate ed incolte

Comuni ricadenti nel bacino	Superficie comunale (ha)	% superficie nel bacino	Suolo coltivato (ha)	Suolo incolto (ha)
Arzana	16249	7,5	10.203	6046
Girasole	1316	99,9	808	508
Lotzorai	1680	35,5	410	1270
Talana	11868	1,6	3.934	7934
Tortoli	4006	26,5	696	3310
Villagrande Str.	21035	27,3	7.487	13548
TOTALE	56154		23538	32616

A livello di bacino si ha una notevole predominanza dei prati e pascoli permanenti rispetto ai seminativi e alle coltivazioni permanenti. La superficie a boschi è concentrata soprattutto nel territorio di Villagrande Strisaili e Arzana.

Tra i seminativi le foraggere avvicendate sono le più diffuse e in particolare sono concentrate nei territori di Girasole. Le colture orticole sono poco presenti a livello di bacino anche se una diffusione apprezzabile si ha nei comuni di Villagrande Strisaili e Girasole.

Per quanto concerne la coltivazioni arboree si ha una diffusione degli oliveti (soprattutto a Villagrande Strisaili) e dei vigneti (Villagrande Strisaili e Lotzorai), seguiti dagli agrumeti (Tortoli e Girasole) e frutteti.

Nella Tab. 6.6 è riportata, per i diversi comuni, la percentuale del numero totale di capi di bestiame presenti facendo una opportuna distinzione tra bovini, ovini e caprini, suini, equini e pollame.

Tab. 6.6 Numero dei capi di bestiame per comune stimati sulla percentuale di territorio comunale ricadente all'interno del bacino

Comuni ricadenti nel bacino	Pollame	Bovini	Ovini caprini	Equini	Suini
Arzana	18	116	345	4	40
Girasole	496	119	2741	15	146
Lotzorai	153	9	360		48
Talana	0	12	85		1
Tortoli	438	8	231	3	116
Villagrande Str.	22481	98	4148	4	177
TOTALE	23586	1172	7911	26	528

L'attività zootecnica nel bacino idrografico dello stagno di Tortoli è dovuta soprattutto all'allevamento ovino il quale è diffuso in tutto il bacino (8001 capi complessivi) con una notevole concentrazione nel comune di Girasole e di Villagrande Strisaili.

L'allevamento bovino si riscontra prevalentemente nei territori di Arzana, Girasole e Villagrande Strisaili.

Si riscontra una discreta diffusione degli allevamenti caprini e suini. Di modesta rilevanza appaiono, invece, gli allevamenti equini; totalmente assenti gli allevamenti bufalini.

6.3.8 - Attività industriali

Nell'area di interesse non ci sono attività industriali rilevanti, infatti la cartiera di Arbatax è inattiva. Sono presenti alcuni oleifici ed un caseificio i cui scarichi vengono trattati, nella valutazione del carico di azoto e fosforo verranno perciò tenuti in considerazione come percentuale degli scarichi domestici.

6.3.9 - Carico di nutrienti

Il carico di azoto e fosforo veicolato dal bacino idrografico allo stagno di Tortoli è stato calcolato in modo teorico mediante l'attribuzione di specifici coefficienti unitari, espressi per abitante, capo di bestiame, o unità di superficie, alle diverse sorgenti di rilascio di azoto e fosforo presenti nel bacino. Queste ultime vengono suddivise, a seconda che si tratti di fonti intercettabili o meno, nelle seguenti categorie:

- Fonti puntuali:* effluenti domestici;
effluenti industriali;
effluenti da allevamenti animali.
- Fonti diffuse:* dilavamento da suoli non coltivati;
dilavamento da suoli coltivati;
dilavamento urbano;
precipitazioni.

Per questo tipo di valutazione, si fa ricorso a dati statistici (es. numero di abitanti, numero di bovini, ecc.), ognuno di questi moltiplicato per il coefficiente unitario fornisce il carico per la fonte in esame. Nella Tab. 6.7 vengono riportati i carichi dei nutrienti calcolati per ciascuna fonte di rilascio ed il coefficiente unitario considerato per il calcolo.

Per quanto riguarda il contributo alla formazione del carico dovuto a precipitazioni e dilavamento urbano è stato giudicato trascurabile e non è stato preso in considerazione nel calcolo del carico.

Tab. 6.7 Valutazione del carico di Azoto e Fosforo per fonte di rilascio

Fonte di rilascio	Unità		Coeff. N	Carico di N (kg/anno)	Coeff. P	Carico di P (kg/anno)
Abitanti	kg/ab/a	3645	2,25	8201,25	0,45	1640,25
Suolo coltivato	kg/ha/a	4009,3	12	48111,62	0,2	801,86
Suolo incolto	kg/ha/a	6114,5	2	12228,98	0,1	611,45
Industrie			6%*	492,08	3%*	49,21
Bovini	kg/capo/a	1172	2,74	3212,54	0,4	468,98
Suini	kg/capo/a	528	0,57	300,86	0,18	95,01
Ovini/Caprini	kg/capo/a	7911	0,25	1977,73	0,023	181,95
Equini	kg/capo/a	26	3,1	81,75	0,5	13,19
Pollame	kg/capo/a	23586	0,024	566,06	0,01	235,86
TOTALE	(t/anno)			75,17		4,10

*valore percentuale da calcolare sul quantitativo di azoto e fosforo rilasciato dagli abitanti

Le Figg. 6.7 e 6.8 rappresentano i contributi percentuali delle diverse fonti di rilascio, alla formazione del carico di azoto e di fosforo.

Come si può notare dalla Tab. 6.7 e dalla Fig. 6.7 il contributo maggiore per l'azoto viene dato dal suolo coltivato con oltre il 60% del totale, seguito dal suolo incolto con circa il 16%. Gli allevamenti considerati complessivamente contribuiscono solo con l'8% e gli abitanti con l'11%.

Per quanto riguarda il fosforo, come si può notare dalla Fig. 6.8, sono gli abitanti che contribuiscono maggiormente alla formazione del carico con oltre il 40% del carico totale, gli allevamenti considerati complessivamente con il 24%, suolo coltivato con il 20% circa e il suolo incolto con il 15%.

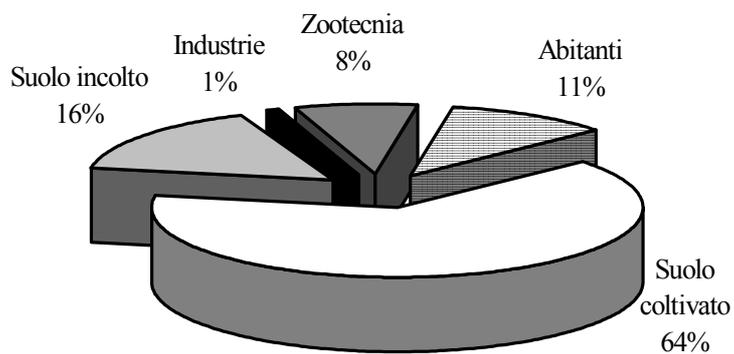


Fig.6.7 Contributo percentuale delle diverse fonti di rilascio di Azoto

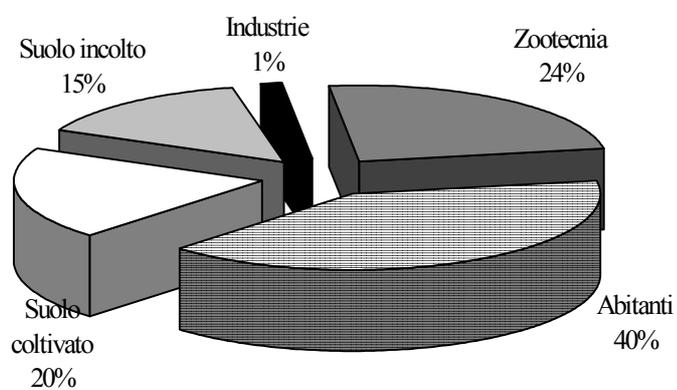


Fig. 6.8 Contributo percentuale delle diverse fonti di rilascio di Fosforo

Si può ancora osservare che le industrie ben poco contribuiscono, sia per il carico di azoto che per quello di fosforo, circa 1% del totale in percentuale per entrambi.

6.4 - Il Rio Leni

Da un'indagine conoscitiva condotta da HYDROCONTROL, è emerso che il Rio Leni può essere considerato a carattere torrentizio. La documentazione esaminata ha permesso di analizzare l'andamento delle portate di tale fiume mediante l'esame degli idrogrammi costruiti su di un periodo di 11 anni di misurazioni.

Sul Rio Leni, il cui bacino imbrifero è localizzato nella parte Sud Ovest della Sardegna, è stata costruita una diga con lo scopo di regolare le piene, alimentare l'acquedotto dell'area industriale e di fornire acque ad uso irriguo.

Il clima del territorio circostante appartiene ai climi temperati caldi caratterizzati da estati asciutte e da un breve periodo di piogge concentrato in autunno-inverno; è tale clima che contribuisce in gran parte a rendere il regime dei corsi d'acqua alquanto instabile. Sono stati presi in esame i bilanci all'invaso messi a punto dal Consorzio di Bonifica della Sardegna Meridionale per il periodo 1990-2001. Nella Fig. 6.9 viene mostrato l'andamento dei deflussi per il periodo che va da ottobre 1990 a maggio 2001. Nella Fig. 6.10 che segue è mostrato il corrispondente andamento delle medie mensili.

Come si può notare dal grafico (vedi Fig. 6.9), il periodo autunnale-invernale degli anni 1995-1996 e 1996-1997, è caratterizzato da due picchi corrispondenti ai deflussi massimi registrati nell'arco dei dieci anni. Lo stesso *trend* viene riportato per l'anno 2000-2001. Per quanto riguarda l'andamento generale dei deflussi nei restanti periodi, risulta alquanto chiaro come il Rio Leni sia stato interessato da un alternarsi, pressoché costante, di fasi di piena nei mesi che vanno da ottobre ad aprile, e fasi di magra nei mesi primaverili-estivi, in cui la portata nella maggior parte dei casi ha raggiunto valori uguali a zero in corrispondenza dei mesi prettamente estivi. Questo andamento appare ancora più chiaro osservando la Fig. 6.10, corrispondente alle medie mensili dei deflussi. La portata nel Rio Leni comincia ad aumentare nei mesi autunnali (ottobre-novembre), per raggiungere il suo picco massimo nel mese di dicembre. Con gennaio, febbraio e marzo, i livelli di deflusso diminuiscono mantenendosi ad un livello relativamente costante, per poi cominciare a diminuire ulteriormente con l'inizio della primavera. Valori minimi di portata, pressoché uguali a zero, vengono registrati nei mesi estivi di luglio, agosto e settembre.

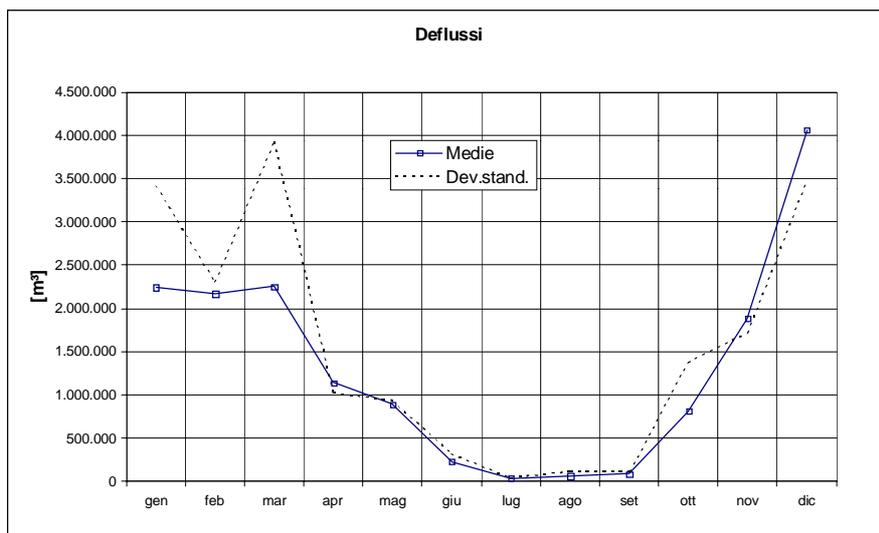


Fig. 6.9 Deflussi elaborati dai bilanci all'invaso (Fonte: CBSM)

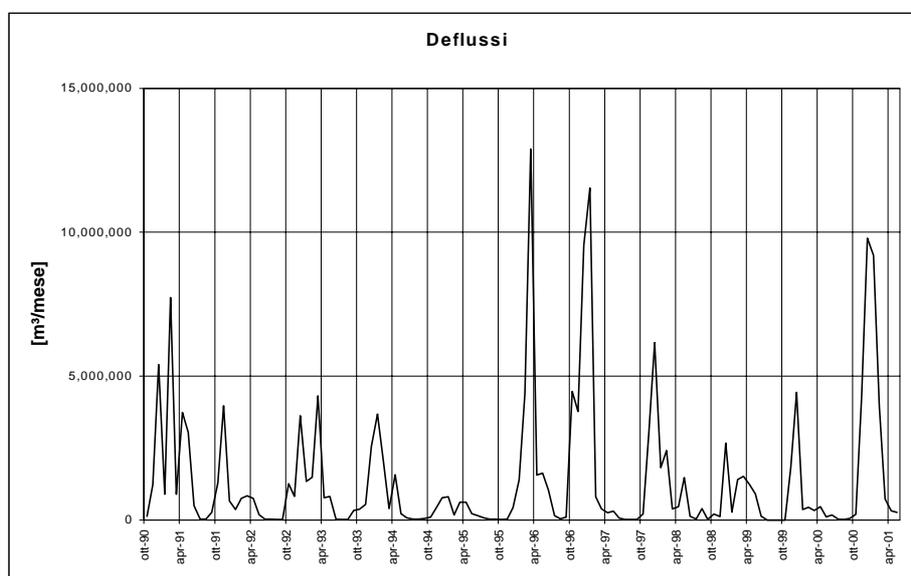


Fig. 6.10 Medie mensili deflussi elaborati dal CBSM (ottobre 1990 –maggio2001)

Ringraziamenti

La realizzazione del presente contributo ha beneficiato del cofinanziamento dei seguenti progetti: MICARI (MIUR: “Strumenti e procedure per il MIGlioramento della CAPacità RICettiva di corpi Idrici superficiali”, “Proposta di stream standard specifici per corsi d’acqua a regime torrentizio”, D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore “RISORSE IDRICHE”) e TempQsim (“Evaluation and improvement of water quality models for application to temporary waters in Southern European catchments”, EVK1-CT-2002-00112).

Bibliografia

- Bernhardt H., Botti P., Mosello R., Muntau H.W., N. Sechi, Silvano R. e Vacca S, Viola A., 1993. Analisi sulle cause dell’eutrofizzazione delle acque del sistema idraulico Flumendosa-Campidano in relazione all’applicazione della direttiva CEE sulle acque potabili, Relazione generale, VOLUME A, 1993.
- Cannas A., Cataudella S., Rossi R., 1998. Gli stagni della Sardegna. C.I.R.S.P.E. (centro italiano e studi per la pesca).
- Colomo S.e Ticca F., 1987. Sardegna da salvare: un sistema di parchi e riserve naturali per le grandi distese selvagge della nostra isola. Archivio Fotografico Sardo-Nuoro, I-II.
- Diliberto L. e Botti P. 2004. Presentazione risultati ottenuti nell’ambito del progetto Europeo TempQsim, Sofia, Settembre 2004.
- Fadda A.F., Pala A., 1992. Le acque della Sardegna, CO EDI SAR, 1992
- Novelli R.M. e Demortis A.M., 1989. Le zone umide della Sardegna. Stagni, Lagune, Laghi, Paludi. Editoriale Olimpia.
- ISTAT, 2000, 5° Censimento Generale dell’Agricoltura fascicolo provinciale di Nuoro.
- ISTAT, 2001. 14° Censimento della Popolazione e delle abitazioni fascicolo provinciale di Nuoro.
- Marchetti R., 1993. Ecologia applicata, CittaStudi edizione, 1993.
- Marchetti R., 1987. L’eutrofizzazione, Franco Angeli Libri s.r.l, Milano, 1987.
- Mosello R., Sechi N. e Cossu A, 1986. Il carico chimico veicolato al lago di Oschiri, Atti del convegno internazionale organizzato dalla provincia di Cagliari e dall’Ente Autonomo del Flumendosa, 15-16 maggio 1986.
- OECD, 1973. Report of the working group on fertilizers and agricultural waste products, Paris, 1973.
- OECD, 1982. Eutrophication of water, Monitoring, assessment and Control, Organization for Economic Cooperation, Paris, 1982.

- Pagnotta R. e Barbiero G., 2003. Stima dei carichi inquinanti dell'ambiente marino-costiero – ANN Ist. Super. Sanità 2003; 39 (1):3-10.
- Pitzalis A. e Porrà V., 1998. Inventario delle zone umide della Sardegna. Regione Sardegna, Assessorato Beni Culturali Pubblica Istruzione.
- Poletti P., Micheli A. e Goivanardi F., 1994. Valutazione del carico di nutrienti prodotti e liberati nel bacino del lago trasimeno, Ingegneria ambientale, vol. XXIII, n°10, ottobre 1994.
- Progetto MICARI – Strumenti e procedure per il miglioramento della capacità ricettiva dei corpi idrici superficiali - 2002-2004 (MIUR D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").
- Provini A., Mosello R., Pettine R, Rolfe E. e Spaziani F.M., 1978. Metodi e problemi per la valutazione dei carichi di nutrienti, atti del convegno sull'eutrofizzazione in Italia, Roma, 3-4 Ottobre 1978.
- Stralcio Catasto degli scarichi – RAS Ass.to Difesa Ambiente.
- Hydrocontrol –AMGA, 2001. Gestione della trofia degli stagni di Calich, di S. Gilla, di S. Giusta e di Tortoli, finalizzata all'incremento della produzione ittica, 2000-2001. Assessorato della Difesa dell'Ambiente della Regione Autonoma della Sardegna POP Sardegna 1994/1999 sottoprogramma FERS.
- Hydrocontrol –AMGA, 2001. Studio pilota nelle aree di Alghero, Cagliari, Oristano e Tortoli per il riuso delle acque reflue civili a scopi produttivi (fertirrigazione e itticoltura), 2000-2001 Assessorato della Difesa dell'Ambiente della Regione Autonoma della Sardegna POP Sardegna 1994/1999 sottoprogramma FERS.
- Regione Autonoma della Sardegna 2002. Ricognizione delle strutture depurative con proposte di adeguamento al Decreto legislativo 152/99 e azioni divulgative dei risultati della misura 4.4, Regione Autonoma della Sardegna – Assessorato della Difesa dell'Ambiente 2002.
- Università di Sassari, dip. Mineralogia e Geologia 1980. Ricerche idriche sotterranee in Sardegna, Progetto Speciale n°25, vol. 68. CASMEZ.
- Vollenweider R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factor of eutrophication, Tech. Report DA 5/SCI/68.27 OECD, Paris 250pp, 1968.

7 - CARATTERE LENTICO-LOTICO DEI FIUMI MEDITERRANEI E STRUTTURA DELLE COMUNITÀ MACROBENTONICHE: UN ESEMPIO DI DISCONTINUITÀ BIOCENOTICA?

Buffagni A., Erba S.

CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047
Brugherio (MI) Italy

e-mail: buffagni@irsa.cnr.it, erba@irsa.cnr.it

Riassunto

Vengono caratterizzate e descritte le comunità bentoniche di un ampio range di siti fluviali italiani in relazione al carattere lentic-lotico delle aree di campionamento. I campioni inclusi nell'analisi presentano uno stato di buona o elevata qualità ambientale, determinata su base multivariata. Tramite tecniche multivariate di classificazione dei campioni bentonici (TWINSPAN) sono state evidenziate le discontinuità tra gruppi di invertebrati acquatici e sono stati così riconosciuti 10 gruppi biocenotici principali. Tali gruppi corrispondono a siti e condizioni ambientali che presentano caratteristiche di lenticità-loticità differenti. Queste ultime sono state adeguatamente quantificate attraverso il descrittore LRD. Mediante un'analisi delle corrispondenze (CA) si è potuto confermare come il primo asse di variazione delle comunità bentoniche sia quello riferibile al grado di lenticità-loticità dei siti fluviali studiati; i gradienti geografico, stagionale e di qualità risultano meno importanti nello strutturare le biocenosi acquatiche. È stata quindi analizzata e brevemente descritta la variabilità di alcuni fra i principali parametri abiotici di supporto all'interpretazione del dato biologico e la risposta di alcune metriche biologiche (IBE, LIFE, US IBE, ASPT e EPT taxa) tra i gruppi identificati dall'analisi TWINSPAN.

Summary

Invertebrate communities of a wide range of Mediterranean rivers are studied and described, in relation to the lentic-lotic character of the investigated sites. The invertebrate samples included in the analysis belong to the High or Good ecological status. The site classification was obtained by multivariate analysis in previous investigations. By means of multivariate clustering methods (TWINSPAN) of benthic samples, the discontinuities among invertebrate community groups were highlighted. Ten main clusters were identified, which correspond to sites and environmental features all of which are well differentiated in terms of lentic-lotic character. The LRD descriptor effectively summarized

such features in abiotic terms. By means of a Correspondence Analysis (CA), the most important variation gradient of invertebrate communities was confirmed to relate to the lentic-lotic character of river sites. The geographic, seasonal and quality grades were less important in structuring benthic communities. The variability of some abiotic variables and biotic indices (IBE, LIFE, US IBE, ASPT and EPT taxa) was considered and discussed in relation to the benthic clusters defined by the TWINSpan analysis.

7.1 - Carattere lentic-lotico, instabilità idrologica e qualità ecologica dei fiumi

La crescente esigenza di sviluppare strumenti per l'interpretazione e quantificazione delle variazioni nelle comunità biologiche in funzione delle alterazioni antropiche è stata di stimolo per vari settori di ricerca. Le caratteristiche degli habitat funzionali, che costituiscono una componente fondamentale della valutazione dello stato di "salute" dell'ecosistema fluviale (Maddok, 1999), hanno quindi ricevuto, in tempi recenti, particolari attenzioni (si vedano Cap. 1 e 3). La condizione degli habitat locali influenza la struttura e l'organizzazione delle comunità biologiche. In assenza di un impatto antropico che alteri le condizioni di qualità dell'acqua, gli attributi degli habitat fisici saranno i principali fattori a determinare le comunità di un sito (Nerida *et al.*, 2000). Non da molto è stato riconosciuto come la valutazione della qualità ecologica basata su singoli fattori di alterazione sia spesso inadeguata e che, quindi, che la qualità dell'acqua costituisca solo uno dei molteplici fattori che concorrono a definire l'habitat degli organismi acquatici. Si sta quindi ponendo crescente attenzione su sistemi che forniscano una più ampia interpretazione dell'ecosistema. Da quanto illustrato si può dedurre la necessità di sviluppare sistemi integrati per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua che includano l'analisi delle diverse componenti biotiche e abiotiche alle diverse scale spaziali (Maitland, 1997), e.g. disponibilità di habitat, velocità di corrente, tipo di substrato. Mentre ancora si discute su cosa si debba intendere per integrità ecologica, è generalmente accettato il fatto che l'habitat fisico sia particolarmente importante nella definizione della normale funzionalità dell'ecosistema (Rabeni, 2000). Frequentemente gli invertebrati mostrano chiare preferenze in termini di flusso e substrato (Chutter, 1969; Hynes, 1970; Statzner *et al.*, 1988; Brookes, 1990): una variazione indotta o naturale in questi fattori può quindi determinare una modifica nella presenza di determinati taxa. Inoltre, i fattori antropici che intervengono nel modificare l'habitat avranno l'effetto di modificare anche le comunità biologiche. Nel contesto italiano e mediterraneo, l'instabilità idrologica che caratterizza i fiumi Sud Europei e la variabilità stagionale sono spesso i fattori

che maggiormente influenzano le comunità biologiche (Pires et al., 2000); tali fattori sono stati illustrati nel capitolo 1 del presente Quaderno. La stagionalità legata al ciclo idrologico, ha una grande influenza sulla struttura e funzionalità dell'ecosistema (Coimbra *et al.*, 1996). È quindi fondamentale, come peraltro richiesto dalla Direttiva Quadro, prima di procedere alla valutazione dello stato di qualità di un corso d'acqua, definire il ruolo che questi fattori hanno nel determinare le risposte della comunità biologica, e.g. mediante l'uso di descrittori quali quelli descritti nei Capitoli 3 e 5. Analisi di tipo multivariato sono spesso state utilizzate per la classificazione ambientale e per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. Spesso, tali analisi sono anche impiegate per indagare le relazioni tra variabili ambientali di rilievo e la composizione faunistica, con lo scopo di determinare quali variabili abbiano un'influenza maggiore nello strutturare le differenti comunità (e.g. Schindler et al., 2003; Usseglio-Polatera & Beisel, 2002; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Zamora-Munoz & Tercedor, 1996).

Scopo del presente lavoro è caratterizzare e descrivere le comunità bentoniche di fiumi localizzati in area mediterranea e caratterizzati da notevoli escursioni nel regime idrologico, che ne influenzano il carattere lenticolo-tico. Un presupposto importante per la selezione dei siti d'indagine (cap.3), è che essi non fossero affetti da alterazioni antropiche, al fine di identificare i tratti salienti e le discontinuità nelle comunità dipendenti dai soli fattori naturali

7.2- Definizione dei gradienti e delle discontinuità biocenotiche

7.2.1 - Ordinamento dei siti in base alla composizione delle comunità macrobentoniche e loro classificazione di qualità

Al fine di delineare delle classi di qualità, esplicative del degrado generale, alle quali attribuire i siti in esame, i dati ottenuti per le campagne di prelievo sono stati sottoposti ad analisi multivariata. Ciò è stato effettuato per un numero di campioni/siti più ampio rispetto a quelli poi selezionati per il presente lavoro (Cap. 5), con lo scopo di ottenere degli assi sintetici rappresentativi del gradiente di variazione delle comunità biologiche. Gli assi multivariati ottenuti sono in seguito stati interpretati in termini di qualità o variabilità naturale mediante il confronto con le variabili studiate. In particolare, l'ordinamento dei campioni lungo l'asse rappresentativo della qualità ambientale e i relativi scores sono stati utilizzati per attribuire delle classi di qualità ai vari campioni (si veda Buffagni et al., 2004). Sulla base di tali risultati – che rispecchiano in prevalenza informazioni di tipo biologico – sono stati selezionati i campioni in stato di qualità

buono, unitamente ai campioni corrispondenti ad un elevato stato di qualità (*reference/high status*).

A tali campioni è stata quindi applicata un'analisi TWINSpan (§ 7.2.2). Le tecniche di ordinamento applicate ai dati relativi alle comunità bentoniche analizzate sono stati: DCA (*Detrended Correspondance Analysis*) e CA (*Correspondance Analysis*), metodi indiretti e unimodali, e il metodo PCA (*Principal Component Analysis*), indiretto e lineare, in grado di ordinare i dati e di sintetizzare i principali assi di variazione, selezionati in base alle caratteristiche dei dati stessi (ad esempio, secondo la lunghezza del gradiente osservato).

In particolare l'analisi CA è stata applicata in parallelo all'analisi TWINSpan, per una più precisa caratterizzazione dei campioni in esame, mentre PCA e DCA sono state applicate con lo scopo di identificare gli assi rappresentativi delle alterazioni antropiche e quindi effettuare la classificazione dei siti (si veda sopra).

7.2.2 - Classificazione dei siti in base alla composizione delle comunità macrobentoniche – Analisi TWINSpan

Per ottenere gruppi biocenotici distinti, ma corrispondenti ad un gradiente naturale osservabile tra i diversi siti italiani inclusi nell'analisi, è stato utilizzato il programma TWINSpan (Two Way INdicator SPecies ANalysis: Hill, 1979), che opera una classificazione gerarchica divisiva dei campioni sulla base della loro composizione tassonomica. La classificazione operata mediante l'uso del programma TWINSpan è prodotta sulla base di una analisi CA (Legendre & Legendre, 1998); tale classificazione fornisce informazioni sia sulle dicotomie presenti sia sui taxa indicatori. L'analisi si basa sul calcolo di algoritmi che suddividono il gruppo dei campioni di partenza in sotto-cluster (divisivo) e sulla combinazione di più descrittori in un'unica matrice associativa (politetico). La tecnica di divisione è gerarchica, cioè viene ottimizzata l'attribuzione gerarchica degli oggetti ai diversi gruppi. Il modello prima costruisce una classificazione dei campioni che poi utilizza per ottenere una classificazione delle specie in accordo alle loro preferenze ecologiche. Le due classificazioni sono poi utilizzate insieme per ottenere una tabella a due entrate che esprima le relazioni tra le specie in maniera sintetica. Per la costruzione della tabella a due entrate TWINSpan identifica delle "*differential species*", cioè delle specie con una chiara preferenza autoecologica. La presenza di queste specie viene utilizzata per identificare condizioni ecologiche particolari. Il principio su cui lavora il modello è quello di effettuare delle divisioni dicotomiche, che forniscono un'indicazione delle specie indicatrici di tale dicotomia (Legendre & Legendre, 1998). Per la modellizzazione delle *differential species*, vengono create delle pseudospecie, cioè ogni specie viene catalogata all'interno di variabili fittizie (pseudospecie) che corrispondono a livelli

di abbondanza relativa. La scelta obiettiva dei gruppi biocenotici è stata operata considerando validi i raggruppamenti identificati da TWINSPAN all'ultima divisione che contenesse non meno di tre campioni/siti provenienti dalla stessa area o stagione. Sono stati fissati due livelli per le cosiddette *pseudospecies*, rispettivamente a 0 e 10 individui.

7.3 - Risultati

7.3.1 - Gruppi biocenotici e loro interpretazione in chiave di lenticità/loticità

La classificazione operata mediante l'uso del programma TWINSPAN ha consentito di individuare 10 gruppi (vedi Fig. 7.1), corrispondenti ad altrettanti "tipi" di biocenosi acquatiche. In Fig. 7.1 viene rappresentato il dendrogramma relativo alle divisioni e ai gruppi identificati da TWINSPAN. L'ordinamento dei gruppi è riportato, da sinistra a destra, tenendo in considerazione i vincoli imposti dalle separazioni dicotomiche ottenute. Inoltre, i gruppi sono ordinati anche in funzione dei punteggi medi ottenuti da ciascun gruppo lungo il primo asse (Ax1) di una analisi di ordinamento CA (Ter Braak & Prentice, 1988), condotta in parallelo all'analisi TWINSPAN. Il codice numerico riportato corrisponde all'ordinamento dei gruppi secondo tale valore medio degli *score* attribuiti dalla CA (in termini quindi di ordinamento, non di classificazione), lungo il primo asse, ai vari campioni. In termini generali, l'ordinamento dei gruppi rispecchia valori crescenti del descrittore LRD (grado di lenticità/loticità del sito, si veda il cap. 3). Sono stati accettati sia i gruppi che distinguevano aree geografiche diverse sia quelli che separavano la stessa area in stagioni diverse, rispettando però i vincoli riportati nel paragrafo 7.2.

La prima divisione dicotomica ha separato i campioni in cui sono risultati abbondanti e frequenti i seguenti taxa: *Leuctra sp.*, *Ecdyonurus sp.*, Rhyacophilidae e *Protonemura sp.*, da quelli in cui gli stessi taxa risultano meno abbondanti. La successiva divisione ha portato alla separazione fra campioni caratterizzati dalla presenza di *Rhithrogena semicolorata* ed *Epeorus sp.* da un lato, e *Caenis gr. macrura* e *Dugesia sp.* dall'altro. Da quest'ultimo gruppo un'ulteriore divisione ha portato all'identificazione finale di due gruppi, uno caratterizzato dalla presenza di *Cloeon*, Stratyomyidae, Dytiscidae e Haliplidae e l'altro dalla loro assenza. Questi due gruppi si caratterizzano per avere valori di LRD di segno opposto: 6 per il gruppo caratterizzato da *Cloeon*, Stratyomyidae, Dytiscidae e Haliplidae e -24.4 per l'altro gruppo. La presenza di *Rhithrogena gr. hercynia* caratterizza il gruppo con la maggiore loticità (all'estremità sinistra del dendrogramma), in cui, fra i taxa rappresentativi (vedi Tab. 7.1), ci sono *Baetis gr. alpinus*, *B. rhodani*, Simuliidae e *R. semicolorata*, tutti taxa tipicamente reofili. In particolare, *Baetis gr. alpinus* e *B. rhodani* risultano essere taxa tipici

dei gruppi da 1 a 5, (caratterizzati da LRD inferiori a -10). La presenza di *Brachyptera sp.* e *Baetis fuscatus* separa i gruppi 1 e 3 che risultano comunque essere costituiti da comunità abbastanza reofile vista la presenza di taxa quali Rhyacophilidae e Simuliidae.

All'estremità destra del dendrogramma vengono raggruppati i campioni con caratteristiche più lentiche: *Tyrrenoleuctra*, *B. rhodani* e *Isoperla* distinguono i siti più lotici, comparativamente, all'interno del gruppo lenticico. *Dina*, *Alainites muticus* e Hydraenidae separano i successivi tre gruppi fra cui quello a maggiore lenticità, che presenta quali taxa esclusivi *Naucoris*, *Plea* e *Planorbis*, tipici di acque ferme. *Caenis gr. macrura* sembra essere un taxon in grado di separare il gruppo dei siti lenticici da quello dei siti lotici essendo infatti la sua presenza particolarmente abbondante in campioni con LRD non inferiore a -10, con l'esclusione del gruppo 5, in cui però la presenza di *Caenis gr. macrura* è particolarmente abbondante in uno solo dei campioni. Inoltre, nei siti lenticici gli odonati (e.g. *Calopteryx*, *Onychogomphus*, *Boyeria*, *Crochetemis* e *Trithemis*) risultano essere particolarmente abbondanti. Smith *et al.* (2003) hanno osservato come la variabilità idrologica, che influenza il carattere lenticico-lotico dei siti nelle varie stagioni, sia uno dei principali fattori in grado di influenzare la comunità bentonica. Le caratteristiche relative al ciclo vitale, spesso determinano la presenza o l'assenza di uno specifico taxon in un determinato ambiente (Brittain, 1991). In particolare, il multivoltinismo è spesso una caratteristica adottata dalle specie in risposta all'elevata variabilità ambientale (Williams & Feltmate, 1992). I risultati qui presentati concordano con quanto trovato in altri fiumi a carattere torrentizio in area mediterranea. La maggior parte dei macroinvertebrati in questi fiumi sono principalmente Eterotteri e Coleotteri che possono abbandonare l'habitat in cui risiedono quando le condizioni di disponibilità d'acqua tendono a peggiorare (Schwartz & Jenkins, 2000). In particolare, l'analisi TWINSpan condotta nella presente ricerca sui campioni in elevato/buono stato di qualità ecologica individua quali taxa indicatori di situazioni di lenticità *Naucoris sp.*, *Plea sp.* e *Planorbis sp.* (vedi Tab. 7.1).

Per quanto riguarda gli altri taxa, alcuni Plecotteri (e.g. *Nemoura sp.*, *Capnia bifrons*) e numerosi Efemerotteri (e.g. *Ecdyonurus gr. aurantiacus*, *Habrophlebia sp.*), avendo cicli vitali multivoltini, sono in grado di colonizzare ambienti altamente variabili (Coimbra *et al.*, 1996). I Ditteri Chironomidi (e.g. tipici dei gruppi 9 e 10) hanno comunemente un ruolo importante nella fauna dei fiumi temporanei grazie alle loro brevi generazioni, ai cicli vitali altamente adattativi e alla riproduzione continua (Hynes, 1975).

Tipici abitanti di habitat temporanei sono anche, ad esempio, Crostacei e Molluschi, in grado di produrre uova resistenti o di entrare in uno stadio di diapausa, che può durare anche per l'intero ciclo vitale. Altri organismi

macrobentonici utilizzano l'habitat acquatico come *nursery* e lo abbandonano nel momento in cui inizia a deteriorarsi (Schwartz & Jenkins, 2000). Nelle comunità ristabilitesi dopo periodi di asciutta o forte magra, risultano abbondanti taxa quali Simuliidae (Ditteri) e *Hydropsyche* sp. (Tricotteri). Questi taxa si cibano di particolato fine, alghe incluse, e il loro aumento è correlato all'incremento di periphyton e di fitoplancton, favorito dalle alte concentrazioni di azoto (Coimbra et al., 1996), in genere osservabili nei periodi di magra.

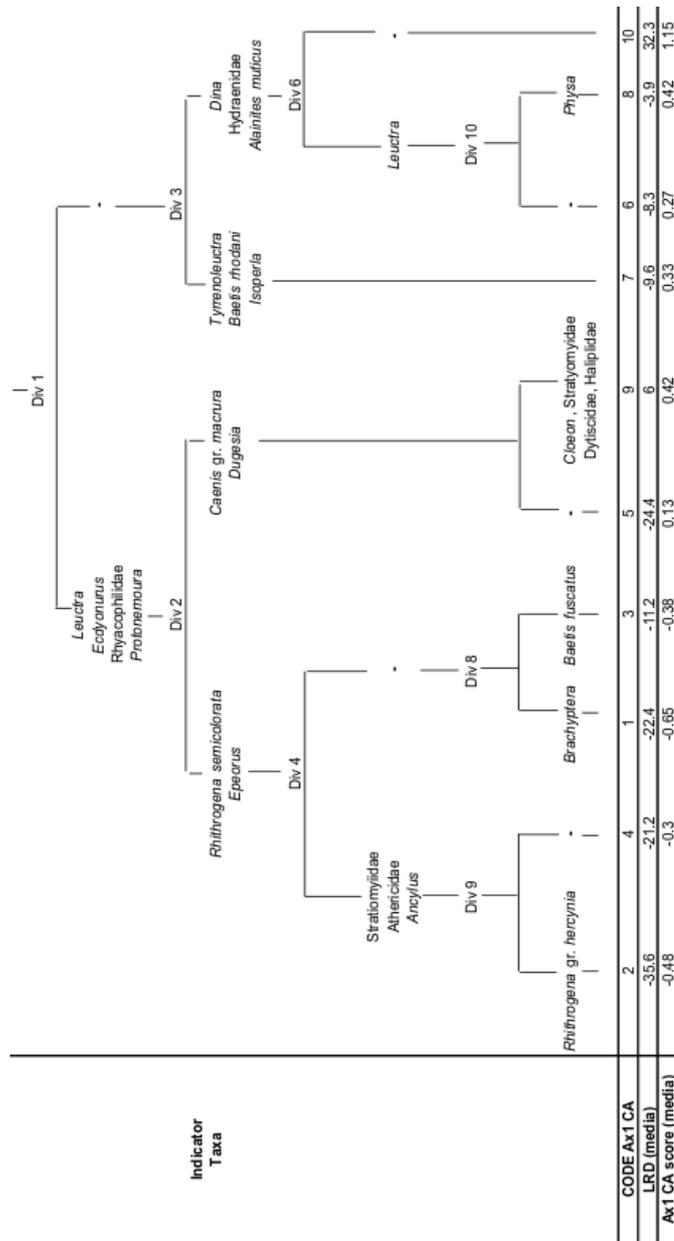


Fig. 7.1 Gruppi biocenotici definiti dall'analisi TWINSpan e relativi taxa indicatori

Tab. 7.1 Taxa rappresentativi dei vari gruppi biocenotici definiti dall'analisi TWINSPAN, relative aree geografiche/stagioni e valori di alcuni indici e descrittori

gruppo TWINSPAN (Ax1 CA)	taxa rappresentativi	taxa esclusivi	Dominanza geografica/Stagione	LRD medio	no. medio di taxa	LIFE medio	n° campioni		
1	Athericidae <i>B. gr. alpinus</i> <i>B. rhodani</i> <i>Brachyptera</i> Simuliidae Rhyacophilidae	Hydropsychidae <i>Isoperla</i> <i>Leuctra</i> Limoniidae <i>R. semicolorata</i>	<i>Potamanthus luteus</i> <i>Siphonoperla</i>	Emilia (febbraio)	-22.4	30	8.3	5	
2	<i>Amphinemura</i> <i>B. gr. alpinus</i> <i>B. rhodani</i> Chironomidae Elmidae Hydraenidae Hydropsychidae Lumbricidae	Athericidae <i>Ecdyonurus</i> <i>R. gr. hercynia</i> <i>R. semicolorata</i> Sericostomatidae Simuliidae Stratiomyiidae <i>Protonemura</i>	Dolichopodidae Syrphidae Enchytraeidae <i>Taeniopterix</i>	Cilento (ottobre & febbraio)	-35.6	42	7.9	7	
3	Athericidae <i>B. gr. alpinus</i> <i>B. fuscatus</i> <i>B. rhodani</i> Chironomidae <i>Ecdyonurus</i> Simuliidae	Elmidae Hydraenidae Hydropsychidae <i>Leuctra</i> <i>Perla</i> Rhyacophilidae	-	Emilia (ottobre) & Sammarò (maggio)	-11.2	34	8.0	6	
4	<i>B. rhodani</i> Chironomidae <i>Ecdyonurus</i>	<i>Protonemura</i> Simuliidae Hydropsychidae	<i>Erbobdella</i>	Helophoridae	Cilento (maggio, ottobre & febbraio) & Toscana (agosto)	-21.2	38	7.7	8
5	<i>Caenis gr. macrura</i> <i>Ecdyonurus</i> <i>Baetis rhodani</i> Simuliidae Chironomidae	Hydropsychidae Rhyacophilidae Elmidae <i>Leuctra</i>	<i>Caenis bellioerei</i> <i>Heptagenia</i> <i>Oligoneuriella rhenana</i>	<i>Brachycercus harrisella</i> <i>Hydrometra</i>	Toscana (agosto) & Nure (ottobre)	-24.4	30	7.5	4
6	Hydraenidae Hydropsychidae <i>Leuctra</i>		<i>Potamon</i>		Toscana (agosto) & Leni (giugno)	-8.3	21	7.2	5
7	<i>Baetis rhodani</i> <i>Tyrhenoleuctra*</i> <i>Isoperla*</i>		<i>Boyeria irene</i> <i>Crocothemis</i> Haplotaenidae <i>Trithemis</i>	<i>Corixa</i> Gerridae Neritidae	Sardegna (giugno & febbraio) Taro cava	-9.6	20	7.5	11
8	<i>Caenis gr. macrura</i> <i>Calopteryx</i> Hydropsychidae	<i>Leuctra</i> <i>Physa</i>	<i>Haemopis</i> <i>Unio</i>	<i>Somatochlora</i>	Toscana (agosto) & Ripiti (ottobre)	-4.0	29	7.0	4
9	<i>Caenis gr. macrura</i> Simuliidae Chironomidae Lumbriculidae <i>Onycogomphus</i> <i>Cloeon*</i>	Stratiomyiidae Hydropsychidae Elmidae Dytiscidae <i>Leuctra</i> Halplidae*	<i>Coenagrion</i> <i>Policelis</i>	<i>Glossiphonia</i> <i>Piscicola</i> Potamidae	Cilento (ottobre)	6	44	6.8	3
10	<i>Caenis gr. macrura</i> Chironomidae		<i>Naucoris</i> <i>Plea</i>	<i>Planorbis</i>	Sardegna (agosto)	32.3	20	6.7	11
Tot campioni							64		

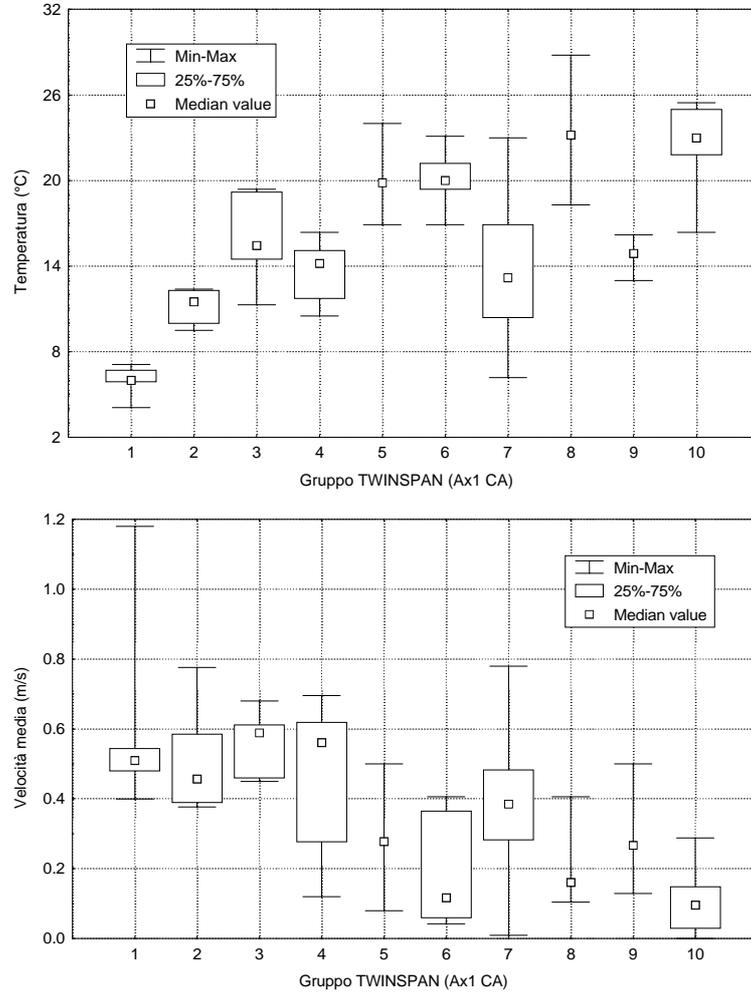
Come accennato, per l'interpretazione dei gruppi definiti da TWINSPAN si è anche fatto riferimento ad un'analisi CA; in particolare, tali gruppi TWINSPAN sono stati ordinati in accordo allo score medio assegnato ai campioni sull'asse 1 della CA. Gli eigenvalues degli assi principali identificati da tale analisi sono 0.37 per l'asse 1, 0.24 per l'asse 2, 0.19 per l'asse 3 e 0.17 per l'asse 4. Il parametro abiotico maggiormente correlato al primo asse di ordinamento multivariato è come già anticipato il descrittore LRD, seguito dalla velocità media della corrente. Nonostante l'elevata correlazione dell'asse multivariato con la velocità di corrente, si è osservato come anche nei gruppi più lenticili siano state rivenute velocità medie relativamente elevate (e.g. gruppi 7 e 9; Fig. 7.3). Inoltre, la correlazione tra velocità media e LRD è pari a -0.54 . In Tab. 7.2 vengono riportate le correlazioni tra il primo asse della CA e alcune delle variabili abiotiche utilizzate per l'interpretazione degli assi stessi (quelle con Coefficiente di correlazione di Pearson > 0.5).

Tab. 7.2 Valori di correlazione osservati tra alcune variabili selezionate e l'Asse 1 dell'Analisi delle Corrispondenze (CA)

Variabili selezionate		Correlazione (R) con Asse1 CA
Variabili ambientali	Stagione	0,52
	Altitudine sito	-0,44
	Ossigeno %	-0,62
	Cloruri	0,64
	Velocità di corrente	-0,71
	Temperatura media aria (luglio, serie storiche)	0,54
	Temperatura media aria (gennaio, serie storiche)	0,66
	Piovosità media (serie storiche)	-0,56
Descrittori abiotici	Temperatura istantanea (acqua)	0,70
	HQA	-0,63
	IFF	-0,65
	LRD (totale)	0,78
Indici biologici	LRDn (caratteristiche naturali)	0,83
	ASPT	-0,75
	MTS	-0,69
	EPT	-0,79
	LIFE	-0,89

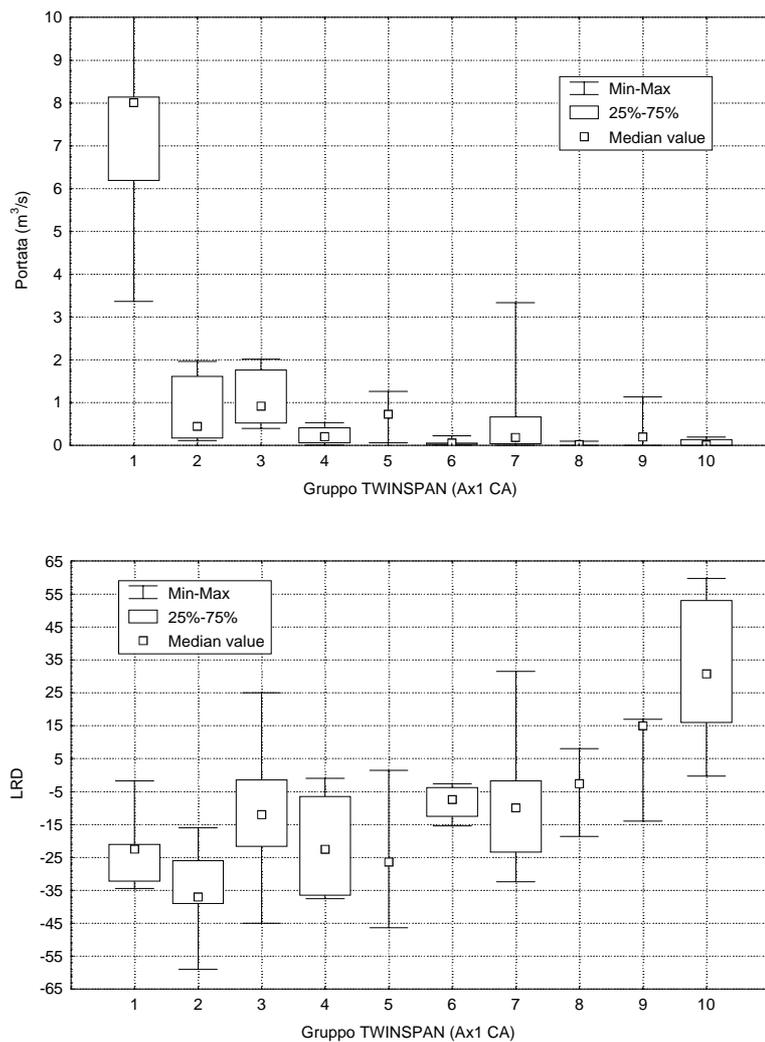
Nonostante sia possibile verificare una certa correlazione con parametri indicativi della stagionalità, la correlazione maggiore è, come detto, con il descrittore LRD.

Fig. 7.2 Grafici Box&Whisker raffiguranti le variazioni osservate all'interno dei gruppi biocenotici identificati da TWINSPAN per i parametri abiotici e il descrittore LRD



segue

segue Fig 7.2



Il fattore temperatura risulta correlato al primo asse di variazione e presenta correlazione pari a 0.6 con LRD, 0.5 con la portata e 0.4 con la velocità media di corrente. L'analisi della variazione della temperatura nei gruppi identificati da TWINSpan (vedi Fig. 7.2), fa però ritenere che le comunità

vengano ordinate in conseguenza delle variazioni di loticità/lenticità dei campioni.

Si osserva come i valori del gruppo 1 (siti Emilia, Febbraio) siano effettivamente caratterizzati da temperature decisamente più basse, mentre quelli del gruppo 10 (siti Sardegna agosto) siano più alti e simili a quelli del gruppo 8 (siti Toscana agosto e torrente Ripiti ottobre) (vedi Fig. 7.2). In generale però, non si osserva alcun trend nei valori mediani seguendo l'ordinamento dei siti lungo l'asse 1 di variazione della CA fra i vari gruppi TWINSPAN. Evidentemente, ci si aspetta che la stagionalità porti ad avere valori diversi di LRD, i.e. positivi/molto positivi in estate e più tendenti alla negatività in inverno, con portate più elevate. I gruppi TWINSPAN sono inoltre stati caratterizzati in termini di portata, velocità media di corrente, e naturalmente, LRD, le cui variazioni vengono riportate in forma di box & whiskers (vedi Fig. 7.2).

Le portate minori vengono osservate per i gruppi 10, 6 e 8, mentre il gruppo 1 è quello caratterizzato dai valori di portata più elevati e dalla maggiore variabilità. L'andamento dei valori mediani di portata seguendo l'ordinamento dei gruppi non rileva una significativa correlazione, sottolineando la non linearità nella dipendenza del grado di lenticità/loticità dalla portata nei siti studiati. Osservando le velocità medie dei campioni si possono riconoscere tre gruppi. Un sottogruppo con mediane intorno a 0.5 m/s, uno con valori mediani intorno a 0.3 m/s e infine un terzo sottogruppo con valori mediani intorno a 0.1 m/s. Questi sottogruppi sono caratterizzati da una diminuzione del valore di velocità all'aumentare della lenticità. Tra le variabili abiotiche quella che presenta la linearità maggiore con la sequenza dei gruppi TWINSPAN è l'LRD. Molto riconoscibile è il trend fra i gruppi 6-10 (vedi Fig. 7.2), dove l'LRD aumenta all'aumentare della lenticità delle comunità; fra i gruppi più lotici si differenziano quelli costituiti dai campioni dell'Emilia (con valori di LRD più vicini allo 0) dai gruppi costituiti dai siti del Cilento (valori mediani di LRD più negativi).

7.3.2 -Relazione tra gruppi biocenotici, indici biologici e macrodescrittori

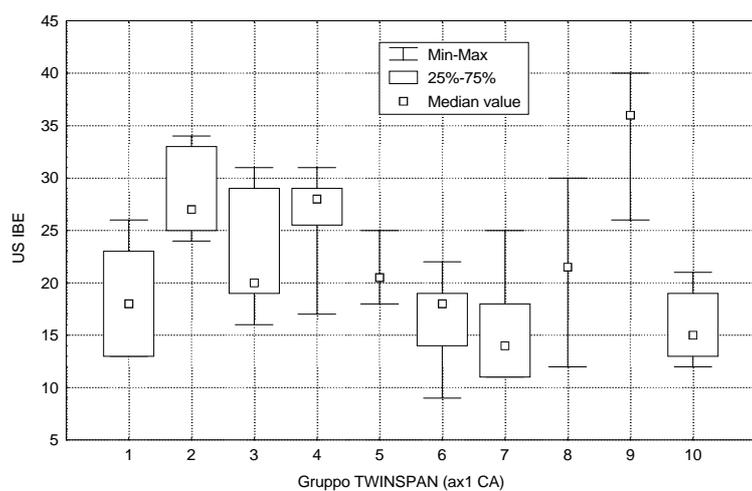
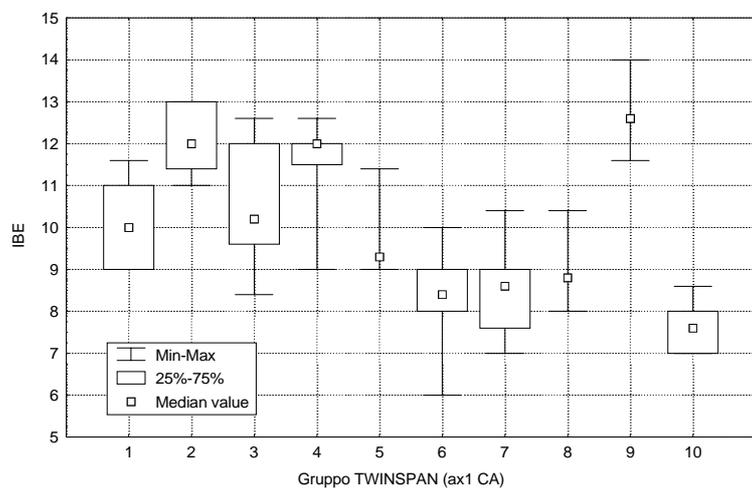
Tramite visualizzazione grafica con *box & whisker* (vedi Fig. 7.3), è stato analizzato anche l'andamento di alcune metriche biologiche in funzione dei gruppi biocenotici TWINSPAN.

In particolare, l'unico indice biologico a presentare un'elevata linearità (i.e. aumento graduale all'aumentare della loticità e disposizione delle mediane approssimativamente lungo una retta) è il LIFE (si veda il Cap.4).

Le altre metriche sono caratterizzate da elevata variabilità; per IBE, numero di Unità Sistematiche e EPT taxa si possono distinguere due sottogruppi. Nel sottogruppo dei siti ad elevata loticità (parte sinistra nelle figure) si raggiungono valori mediani più elevati. Nel sottogruppo costituito dai gruppi 6, 7,

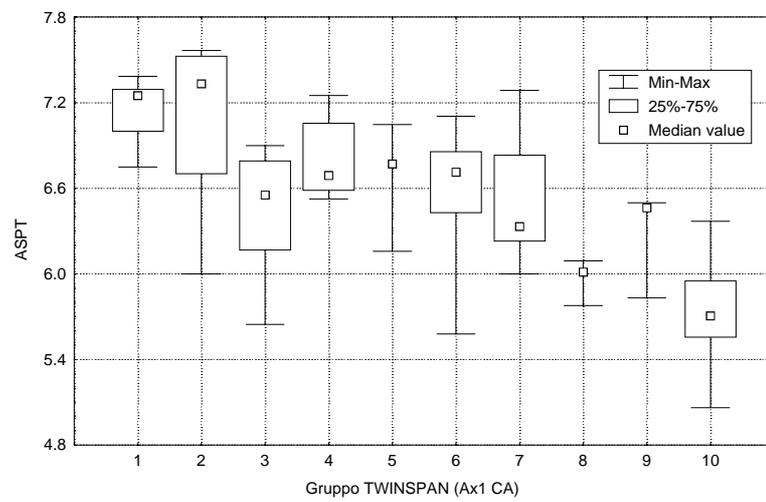
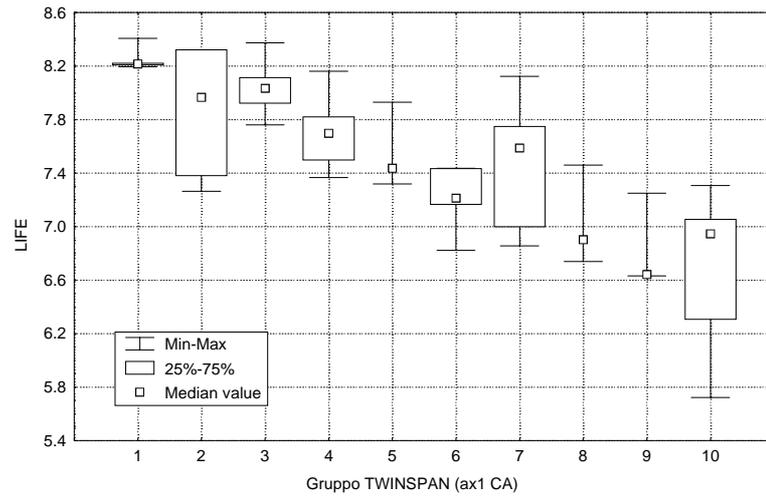
8, 9 e 10 i valori EPT, IBE e numero di US IBE sono di molto inferiori a quelli osservati nei gruppi 1-4 (5). Essi raggiungono un minimo di EPT di 2 nel gruppo 10, minimi di 6 e 7 di IBE nei gruppi 6, 7 e 10 e minimi di 9-12 US IBE nei gruppi 6, 7, 8 e 10. Il gruppo 9 inoltre si differenzia da tutti gli altri gruppi lentici per essere caratterizzato da valori elevati di IBE e US IBE.

Fig. 7.3 Grafici Box&Whisker raffiguranti le variazioni osservate all'interno dei gruppi biocenotici identificati da TWINSPAN per le metriche biologiche; sono rappresentati anche i valori dell'indice IBE e del numero di Unità Sistematiche



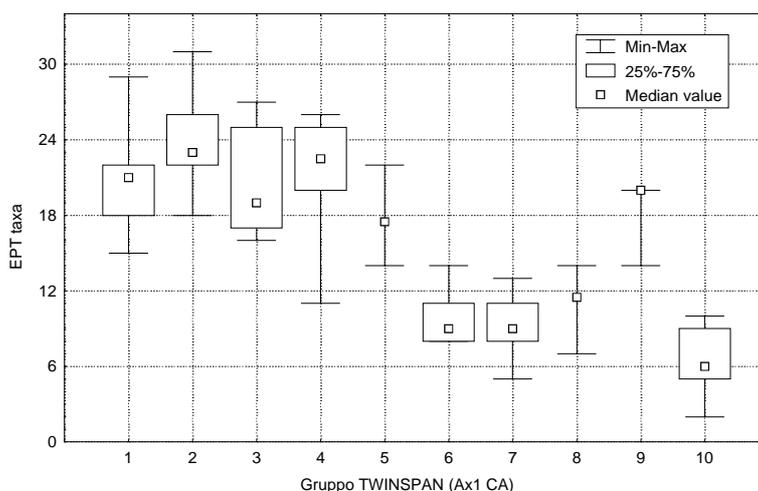
segue

segue Fig. 7.3



segue

segue Fig. 7.3

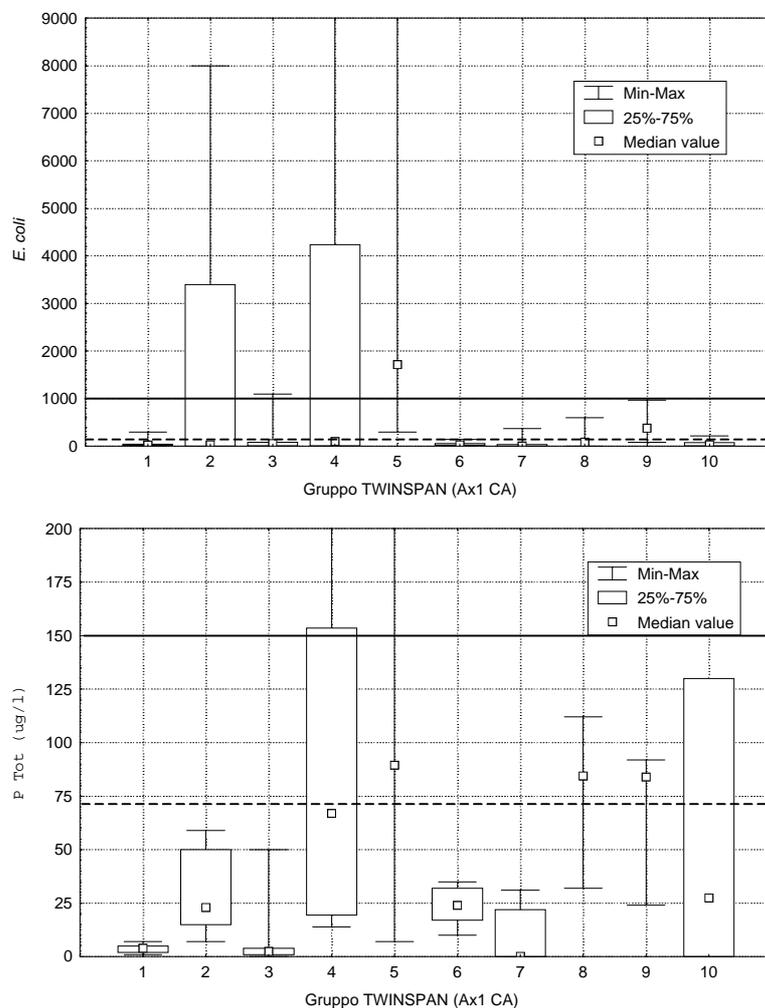


L'analisi dei *box & whisker* ha consentito di derivare alcune indicazioni in merito all'adeguatezza dei parametri chimici inclusi nel D.L.vo 152/99 per la valutazione della qualità delle acque nel contesto dei fiumi a carattere torrentizio (vedi Fig. 7.4). Si può osservare come la maggior parte dei parametri presentino delle fluttuazioni considerevoli, nonostante il range dei siti analizzati sia *high/good*, cioè non siano presenti situazioni di degrado rilevante. In particolare, parametri quali la percentuale di saturazione dell'Ossigeno, la concentrazione dei nitrati e di azoto ammoniacale possono raggiungere valori più elevati nel caso in cui si considerino campioni caratterizzati da medio-elevata lenticità. Gli unici gruppi in cui i parametri sembrano dimostrare una variabilità contenuta sono quelli caratterizzati da elevata lenticità. La percentuale di saturazione dell'ossigeno nel gruppo 10 (quello a carattere più lenticò) copre un ampio range di variazione (da 35% a 100%) come pure nel gruppo 7 (da 50% a 100%). In 4 gruppi (4, 8, 9, 10), i nitrati raggiungono valori massimi di concentrazione superiori a 2 mg/l (III classe LIM) e nel gruppo 7 si raggiunge persino un massimo di circa 7 mg/l; l'azoto ammoniacale presenta valori mediamente elevati dal gruppo 5 in su. Da quanto osservato si può desumere che i parametri nitrati, percentuale di saturazione e azoto ammoniacale, vadano usati con cautela nella valutazione della qualità dei siti che subiscono notevoli riduzioni di portata e meritino perciò ulteriori approfondimenti. Per quanto riguarda lo ione ammonio, nonostante la

variabilità sia relativamente elevata, i valori mediani si mantengono per tutti i gruppi sotto il valore di 0.05 mg/l, corrispondenti ad I-II classe LIM. In generale sembra comunque possibile riconoscere due sottogruppi: uno a carattere lotico (dai gruppi 1 a 4) per cui i valori di ammoniaca sono più bassi (<0.05 mg/l) e uno a carattere lentico (dai gruppi 5 a 10) con valori mediani superiori a 0.05 mg/l e che quindi verrebbero posti in seconda classe, nonostante la presenza di alcuni siti in classe di qualità elevata (*reference/High status*). È quindi chiaro che anche questo parametro merita ulteriori attenzioni e vada probabilmente riscalato – per un uso come macrodescrittore – in funzione del grado di lenticità dei fiumi studiati. Il parametro *E. coli*, a differenza degli altri, presenta la variabilità più elevata nei gruppi caratterizzati da maggiore loticità (2, 4 e 5), dove vengono raggiunti anche valori considerevolmente elevati (> 10000). Peraltro, ciò può essere in parte dovuto alle dimensioni dei fiumi inclusi nei primi gruppi TWINSPAN, caratterizzati da bacini più ampi, all'interno dei quali sono presenti insediamenti abitativi anche di un certo rilievo. Anche per il fosforo totale, i massimi valori raggiunti (> 300 µg/l; III classe LIM) e la più alta variabilità, si osservano nei siti caratterizzati da una loticità relativamente più elevata, nei gruppi con una posizione intermedia (gruppi 4 e 5).

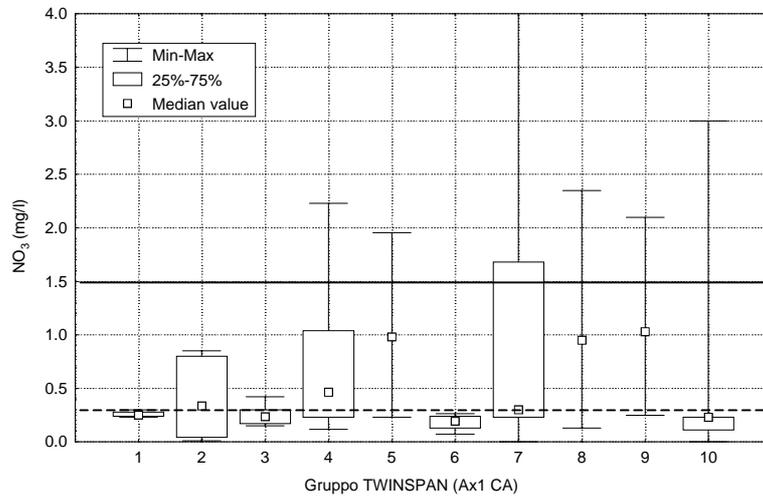
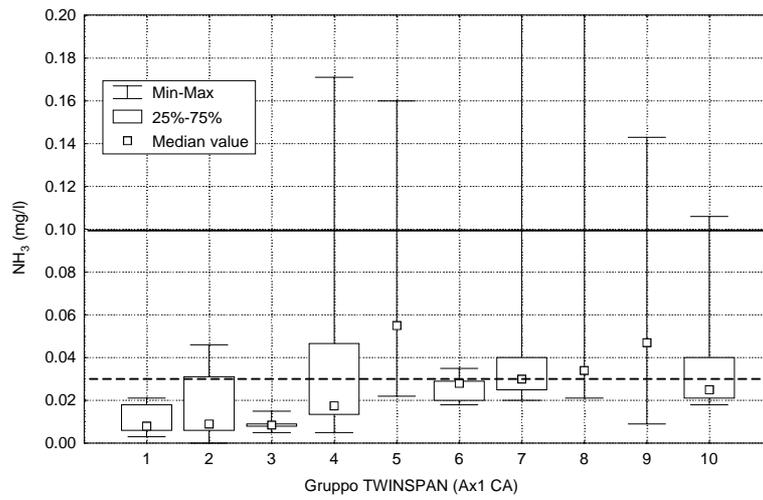
In generale, fra i vari gruppi identificati dall'analisi TWINSPAN, che si differenziano per avere caratteristiche lenticolo-liche diverse, si conferma come le variazioni delle condizioni fisiche e chimiche possano essere più estreme nei fiumi intermittenti, o comunque soggetti a forti fluttuazioni di portata (Boulton & Lake, 1990). Inoltre, tali variazioni agiscono in maniera significativa sulle comunità biologiche.

Fig. 7.4 Grafici Box&Whisker raffiguranti le variazioni osservate all'interno dei gruppi biocenotici identificati da TWINSPAN per i parametri del D.L. 152/99 (esclusi BOD e COD). Le linee orizzontali riportate in figura si riferiscono ai livelli fissati dal D. L. 152/99 per l'attribuzione dei singoli punteggi nel calcolo dell'indice LIM. La linea tratteggiata separa lo stato Elevato dallo stato Buono; la linea continua separa lo stato buono da quello Moderato (usando una terminologia in linea con la WFD)



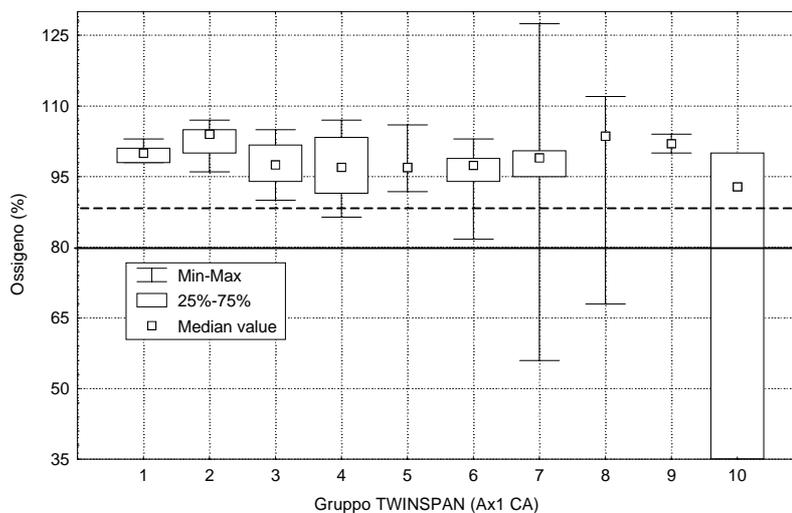
segue

segue Fig. 7.4



segue

Segue Fig. 7.4



7.4 - Fiumi mediterranei e carattere lenticolo-tico

La valutazione delle caratteristiche fisico-chimiche e idromorfologiche dei fiumi, come richiesto dalla Direttiva, è di cruciale importanza: dove infatti i disturbi idrologici sono particolarmente severi, la struttura delle comunità può essere diversa da quella che ci si aspetterebbe sulla base solo di degrado ambientale (e.g. per inquinamento organico). La variabilità delle condizioni ambientali presente in area mediterranea induce a utilizzare metodi in grado di esaminare i cambiamenti nella struttura delle comunità macrobentoniche in relazione all'instabilità e alle fluttuazioni che caratterizzano tali corsi d'acqua. Nel Sud del Portogallo, ad esempio, dove le condizioni ambientali sono altamente variabili nel corso dell'anno, la comunità dei macroinvertebrati e le variabili ambientali sono state valutate stagionalmente per un anno in un fiume temporaneo. Lo studio, che ha valutato l'effetto degli scarichi industriali sulla struttura della comunità bentonica, è stato condotto mediante metodi di analisi multivariata (CCA) per ordinare i dati biologici, mentre per la valutazione della qualità dell'acqua sono stati impiegati diversi indici: l'indice di diversità di

Shannon-Wiener, il BBI (Belgian Biotic Index), BMWP/ASPT, adattato alla Penisola Iberica, % abbondanza Chironomidae, % EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Tricoptera) e il rapporto EPT/ Chir.+EPT. Mediante l'approccio multivariato è emerso come, in tale caso, la sostituzione delle specie fosse più importante rispetto ai cambiamenti in ricchezza di specie nei programmi di biomonitoraggio (Coimbra *et al.*, 1996). Anche Pires (2000), in uno studio condotto lungo fiumi temporanei del bacino della Guadiana (Portogallo) volto alla valutazione della relazione esistente tra la densità dei taxa presenti e le variabili di habitat, ha fatto uso del medesimo tipo di analisi. L'analisi multivariata CCA è stata infatti associata all'indice di diversità di Shannon-Wiener e al BMWP. In alcuni dei siti investigati è stato osservato come la comunità macrobentonica sia strettamente influenzata dal regime idrologico, in particolare in quelli interessati da periodi di magra molto severi. Due indici biotici quali il BMWP e il BILL, indice quest'ultimo specifico per i fiumi spagnoli, sono stati invece utilizzati quali metodi per valutare come l'utilizzo e la gestione della risorsa acqua possano influenzare il flusso e la qualità biologica del fiume mediterraneo Congost (Nord-Est della Spagna) (Prat & Munné, 2000). Metodi di analisi multivariata sono stati applicati ai dati ambientali raccolti nelle aree di *riffle* e di *pool* di due fiumi intermittenti della Victoria centrale (Australia) durante un anno di magre seguito da un anno piovoso. Lo scopo è stato quello di monitorare i cambiamenti a livello degli habitat di *pool* e *riffle* durante due stagioni di forte flusso al fine di definire le fasi temporali delle variazioni ambientali. Il cambiamento nella composizione della comunità macrobentonica è stato successivamente messo in relazione ai cambiamenti nell'ambiente verificatisi nell'arco dell'anno. È stato così riscontrato che la variabilità delle caratteristiche fisico-chimiche dei fiumi intermittenti supera di molto quella dei fiumi permanenti e influenza grandemente la struttura della comunità macrobentonica presente (Boulton & Lake, 1990). Infine, anche la variazione spaziale e temporale della qualità dell'acqua del fiume Alberche (Spagna) è stata valutata mediante analisi multivariata (PCA), che ha permesso di esaminare i fattori ambientali associati alla variabilità fisico-chimica. In tale caso, è stato dimostrato come il secondo asse di variazione in ordine di importanza riflettesse la variazione temporale della portata (Perona *et al.*, 1999).

7.5 – Conclusioni

In Tabella 7.3 viene riportato un quadro riassuntivo del tipo di risposta dei parametri considerati (sia biotici che abiotici) nei confronti della lenticità/loticità. I vari parametri mostrano in linea generale una più o meno spiccata dipendenza dalla lenticità-loticità relativa dei campioni, evidenziando comunque l'importanza delle caratteristiche idrauliche locali sia nel determinare eventuali variazioni nei parametri abiotici sia nello strutturare le comunità bentoniche. I parametri che sembrano essere maggiormente svincolati dalla lenticità-loticità dei siti sono: temperatura dell'acqua e portata. Per la maggior parte dei parametri considerati la variabilità è maggiore per i gruppi caratterizzati da elevata lenticità (e.g. Ossigeno, Ammoniaca, Fosforo totale). IBE e unità sistematiche dell'IBE si presentano molto variabili anche nei gruppi caratterizzati da elevata loticità.

In conclusione, nel presente lavoro è stato possibile identificare, tramite analisi multivariata, gruppi biocenotici caratterizzati da preferenze idrologiche differenti, che sono ospitati in aree o gruppi di siti corrispondenti. Si è inoltre stabilito come, in campioni caratterizzati da elevata-buona integrità ecologica, il fattore più importante nel determinare differenze nelle comunità biologiche tra i vari siti sia il carattere lenticolo-lotico degli stessi. Questa ricerca, come numerosi altri studi (e.g. Ruse, 1996; Schindler & Chovanec, 2003) ha dimostrato che le variabili ambientali legate alla disponibilità di habitat – in questo caso principalmente habitat idraulico - influiscono significativamente sulla composizione tassonomica delle comunità e quindi sugli indici biotici derivati. Per la corretta interpretazione del dato biologico risultano quindi fondamentali la definizione e la misura delle variabili naturali che possono indurre cambiamenti significativi nelle comunità biologiche, come la variabilità idrologica. In particolare, risulta utile definire dei gruppi all'interno dei quali la variabilità di tali parametri risulti limitata. Informazioni quali quelle riportate in Tab. 7.3 e la valutazione della variabilità per i parametri biotici e abiotici costituiscono informazioni da cui non si dovrebbe prescindere nell'interpretazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua ai fini dell'applicazione della WFD (EC, 2000). Nel prossimo capitolo, verranno esaminate in dettaglio alcune implicazioni relative all'uso di tali informazioni nel monitoraggio.

Un'ulteriore discussione e le conclusioni relative al presente Capitolo sono tracciate unitamente a quelle del successivo (Cap. 8), e possono essere rinvenute.

Tab. 7.3 Variabilità di risposta di alcuni parametri biotici e abiotici in relazione ai gruppi biocenotici definiti dall'analisi TWINSPAN

categoria	parametro/ indice	Variabilità all'interno del gruppo TWINSPAN	Linearità tra i gruppi TWINSPAN	tipo di risposta
Macrodescrittori	Ossigeno (mg/l)	moderata	scarsa	La variabilità è elevata soprattutto nei gruppi ad elevata lenticità. Il trend non è lineare, ma si osserva una generale diminuzione all'aumentare della lenticità (e quindi anche della temperatura).
	Ossigeno %	moderata	scarsa	La variabilità è contenuta, con l'esclusione del gruppo più lentico in cui la variabilità è elevata e copre tutto il range osservato negli altri gruppi. Non si osserva alcun trend.
	N-NH ₃ (mg/l)	elevata	scarsa	Variabilità molto elevata con l'esclusione dei gruppi a carattere più lotico.
	N-NO ₃ (mg/l)	moderata	scarsa	La variabilità aumenta nei gruppi caratterizzati da elevata lenticità. Non si osserva alcun gradiente tra i gruppi.
	Ptot (mg/l)	elevata	scarsa	Variabilità molto elevata con l'esclusione di pochi gruppi (quelli a carattere più lotico e alcuni intermedi).
	<i>Escherichia coli</i> UFC/100 ml	elevata	scarsa	La variabilità è più alta per i gruppi intermedi. I siti con elevata lenticità si caratterizzano per avere valori di <i>E. coli</i> molto bassi.
caratteristiche fisiche	Temperatura (°C)	elevata	scarsa	Il primo gruppo è caratterizzato da valori bassi, ma negli altri gruppi la temperatura presenta un trend generale non dipendente dall'ordinamento dei gruppi.
	velocità media dell'acqua (m/s)	scarsa	buona	La variabilità è elevata soprattutto nei gruppi intermedi. Il trend generale consente di identificare tre gruppi caratterizzati da mediane decrescenti al crescere della lenticità.
	Q (m ³ /s)	moderata	scarsa	Il primo gruppo si differenzia da tutti gli altri per portate decisamente superiori. Non si osserva alcun trend fra i gruppi.

segue

segue Tab. 7.3

habitat idraulico	LRD	scarsa	buona	La variabilità è contenuta soprattutto nei siti ad elevata loticità. Il trend generale è di un aumento abbastanza lineare dell'LRD all'aumentare della lenticità dei siti.
indici biotici	LIFE	scarsa	elevata	I valori rispecchiano l'andamento del grado di lenticità/loticità dei campioni: bassi valori di LIFE corrispondono ad elevata lenticità. Gradiente chiaramente lineare.
	ASPT	elevata	scarsa	La variabilità si presenta abbastanza elevata. Nonostante la non linearità di risposta sembra possibile individuare tre gruppi all'interno dei quali i valori di mediana sono simili.
	N° di taxa di EPT	elevata	scarsa	Diminuisce all'aumentare della lenticità dei campioni dove raggiunge valori molto bassi (i.e. 2).
indici biotici (classificazione qualità D.L. 152/99)	IBE	elevata	scarsa	Diminuisce all'aumentare della lenticità dei campioni dove i valori massimi generalmente non superano 10. Variabilità elevata anche per i gruppi di campioni caratterizzati da elevata loticità.
	Unità Sistematiche dell'IBE	elevata	scarsa	Variabilità elevata sia per i siti all'interno dello stesso gruppo che tra i gruppi di siti diversi. Il trend generale è di una diminuzione del numero di Unità Sistematiche all'aumentare della lenticità dei campioni.

Ringraziamenti

Attività svolta nell'ambito della convenzione APAT CNR-IRSA per lo "Sviluppo di un progetto di monitoraggio delle acque superficiali – Aspetti teorico applicativi", anni 2003/4.

Il presente lavoro è stato compilato nell'ambito delle attività dei progetti STAR (EU EVK1-CT2001-00089) e MICARI (MIUR, D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").

Bibliografia

Boulton A.J. e Lake P.S., 1990. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features. *Freshwater Biology*, 24: 123-141.

- Brittain J. E., 1991. Life history characteristics as a determinant of the response of mayflies and stoneflies to man-made environmental disturbance (Ephemeroptera and Plecoptera). J. Alba Tercedor & A Sandez-Ortega. Overview and strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. Sandhill Crane Press. 539-545.
- Brookes A., 1990. Channelized Rivers Perspectives for Environmental Management, Wiley, Chichester.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Hydrobiologia 516: 313-329.
- Chutter F.M., 1969. The distribution of some strea invertebrates in relation to current speed. Internationale Revue gesamten Hydrobiologie, 54 : 413-422.
- Coimbra C.N., Graca M.A.S. e Cortes R.M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. Environmental Pollution, vol. 94, n.3: 301-307.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 Maggio 1999, N 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Supplemento Ordinario n 101/L alla Gazzetta Ufficiale, 29 Maggio 1999, n 124.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1-72.
- Hill M.O. 1979. TWINSpan- a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Jaccard P., 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bulletin de la Societe de Vaud des Sciences Naturelles 44: 223-269.
- Hynes H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Tto University Press.
- Hynes J.D., 1975. Annual cycles of macro-invertebrates in a river of southern Ghana. Freshwater Biology, 5: 71-83.
- Legendre P. e L. Legendre, 1998. Numerical ecology. Developments in Environmental Modelling 20. Elsevier, Amsterdam, 853pp.
- Maddok I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater Biology 41, 373-391.

- Maitland, P.S., 1997. 'Freshwater quality': the use of the term in scientific literature. In *Freshwater quality: defining the indefinable?* Boon & Howell (Eds.), Edinburgh. Pp 24-38.
- Nerida M. D., R. H. Norris e M. C. Thoms, 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology*, 45: 343-369.
- Pires A.M., Cowx I. G. e Coelho M. M., 2000. Benthic macroinvertebrates communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia* 435: 167-175.
- Rabeni C. F., 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams *Hydrobiologia* 422/423: 245-256.
- Ruse P.L., 1996. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Water Research* 30 (12): 3017-3024.
- Schindler M., C. Fesl e A. Chovanec, 2003. Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia* 497: 169-180.
- Schwartz S.S. e Jenkins D.G., 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology*, 34: 3-8.
- Smith H., P.J. Wood e J. Gunn, 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems *Hydrobiologia* 510: 53-66.
- Statzner B., Gore J.A. e Resh V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 (4): 307-360.
- Ter Braak C.J.F. e Prentice I.C., 1988. A theory of Gradient Analysis. *Advance in Ecological Research*, 18: 271-317.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux e H. Tachet 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait data bases? - *Hydrobiologia* 422/423: 173-181.
- Usseglio-Polatera, P. e J.-N. Beisel 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects vs natural change. - *River Research & Applications*, 18 (2): 197-211.
- Williams D. D. e Feltmate, B.W., 1992. Chapter 5: Life history and habitat. In *Aquatic Insects*. CAB International. Wallingford. 158-174.
- Zamora-Muñoz C. e Alba-Tercedor, 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (3): 332-352.

8 - CARATTERE LENTICO-LOTICO DEI FIUMI MEDITERRANEI E CLASSIFICAZIONE BIOLOGICA DI QUALITÀ

Buffagni A., Erba S., Pagnotta R.

CNR-IRSA, Istituto di Ricerca sulle Acque, Via della Mornera, 25 - 20047
Brugherio (MI) Italy

e-mail: buffagni@irsa.cnr.it

Riassunto

Sono state analizzate le relazioni fra alcuni parametri biotici e abiotici al fine di individuare se e come eventuali differenze di lenticità-loticità osservabili tra siti fluviali possano influenzare la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. In particolare, si è visto come la dipendenza dell'IBE dalle condizioni idrauliche locali possa portare ad una non corretta interpretazione dello stato di qualità ecologica di un corso d'acqua. La naturale variabilità delle comunità bentoniche, legata al regime idrologico dei fiumi mediterranei, può sommarsi alle alterazioni dovute all'impatto antropico, falsando eventuali giudizi di qualità in assenza dei necessari adeguamenti dei metodi in uso. Emerge quindi l'esigenza di sviluppare sistemi specifici per la valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua soggetti ad elevata variabilità idrologica ai fini dell'applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque. Sono infine riportate alcune conclusioni a carattere generale in merito agli argomenti trattati nel presente Quaderno.

Summary

The relationships between selected abiotic and biotic variables were investigated, with the aim of assessing if differences in the lentic-lotic character of rivers can influence the ecological classification of sites. In particular, we observed that the dependence of the IBE method on local hydraulic conditions can resolve in an incorrect interpretation of the ecological status of a river site. The natural variability of benthic communities in Mediterranean rivers, resulting from hydrological characteristics, can add up to the human-induced alterations, if the classification methods do not take this aspect into account. This can lead to inaccurate quality judgment. The need for restructured methods to assess ecological quality for the WFD dedicated to Mediterranean rivers, which show a highly dynamic flow, is emphasized. Finally, some general conclusions related to the issues of the present Quaderno are also presented.

8.1 - Introduzione

La ricerca di strumenti efficaci per il biomonitoraggio riveste oggi un ruolo di grande rilievo in alcuni settori dell'ecologia applicata. Molti dei metodi di monitoraggio attualmente in uso sono per lo più basati sulla valutazione di singoli aspetti dell'ecosistema fluviale (Verdonschot, 2000), non risultando perciò sempre adeguati ai requisiti della Direttiva Quadro sulle Acque (EC 2000/60). Inoltre, a volte essi risultano poco sensibili, soprattutto dove il grado di alterazione sia lieve, - e.g. poca sensibilità nel discriminare siti in buono stato ecologico da siti che necessitano recupero - e troppo dipendenti dalle variazioni naturali cui sono soggetti i fiumi. Risultano quindi necessari la revisione e l'aggiornamento dei metodi attualmente in uso per il monitoraggio, anche per poter garantire le esigenze di interconfrontabilità a livello europeo. In generale, le politiche ambientali in Europa hanno portato a rivolgere crescente attenzione allo sviluppo di sistemi integrati per la valutazione degli impatti antropici. In questo contesto, l'emanazione della WFD (EC 2000/60) - in cui vengono fornite le linee guida per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici - rappresenta una notevole spinta allo sviluppo di nuovi sistemi in grado di affiancare prima e sostituire poi i metodi che non si riveleranno adeguati alle nuove richieste comunitarie e ai nuovi standard ambientali. La qualità dell'acqua e, più in generale dell'ecosistema acquatico, dovrà, da oggi, essere valutata anche sulla base delle comunità biologiche, utilizzando le informazioni relative alle caratteristiche chimiche, fisiche e idromorfologiche a supporto dell'interpretazione del dato biologico, affinché venga fornito un quadro il più possibile esaustivo della situazione dell'ecosistema.

Dall'Europa agli Stati Uniti, all'Australia, diversi sono i sistemi in uso per la quantificazione dell'impatto antropico. Allo stato attuale, i metodi in uso in Europa vanno dai sistemi saprobi (e.g. German saprobic system), agli indici di diversità (e.g. Margalef) ad altre famiglie di indici biotici (e.g. IBE, BMWP).

Attualmente ci si sta muovendo nella direzione di sviluppare sistemi di valutazione (e.g. Barbour et al., 1999) basati su tecniche multivariate (e.g. RIVPACS) o su indici multimetri (Hering et al., 2004).

L'approccio multimetrico è quello più frequentemente usato nel biomonitoraggio in America (Barbour e Yoder 2000) ed è attualmente in fase di sviluppo in molti paesi europei (Brabec et al., 2004; Ofenböck et al., 2004; Pinto et al., 2004; Vlek et al., 2004), tra cui l'Italia (Buffagni *et al.*, 2004). Secondo tale approccio numerosi parametri, quali ad esempio metriche relative alla struttura della comunità, al suo grado di tolleranza, ai ruoli trofici e alle risposte di alterazione dell'habitat, sono aggregati in un unico valore (USEPA, 1989). Ogni gruppo di metriche fa riferimento ad un particolare aspetto della comunità, della

sua funzionalità o di qualunque altra caratteristica misurabile che cambi in maniera prevedibile in funzione dell'entità dell'alterazione antropica. L'approccio multimetrico, aggregando l'informazione fornita dalle diverse metriche, consente di formulare un giudizio globale relativo alle condizioni biologiche di un sito fluviale (USEPA, 1999).

Attualmente in Italia - per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua - la normativa vigente (D. L.vo, 152/99) prevede l'applicazione del metodo IBE, per quanto riguarda le comunità biologiche. Come ampiamente descritto nel Capitolo 2, i metodi tradizionali di biomonitoraggio, come l'IBE, possono non risultare adeguati per il monitoraggio in fiumi caratterizzati da elevata variabilità idrologica (i.e. a carattere torrentizio). Nel contesto italiano, una tematica molto importante è quindi quella relativa allo sviluppo di sistemi adeguati alla valutazione di tali corsi d'acqua, che costituiscono una parte considerevole dei fiumi italiani.

Nel capitolo precedente è stata analizzata la variabilità di alcuni indici biologici, tra cui LIFE, ASPT, IBE all'interno dei gruppi biocenotici identificati con l'analisi TWINSPAN. Nel presente capitolo le stesse metriche vengono analizzate al fine di evidenziare le eventuali relazioni tra i vari indici e la loro dipendenza dal grado di lenticità-loticità dei siti. Vengono inoltre brevemente discusse le implicazioni della variabilità degli indici biotici e dei parametri abiotici nella valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. Infine, sono riportate delle conclusioni a carattere generale al fine di sintetizzare in modo critico i risultati principali del presente Quaderno.

8.2 - Relazione tra indici biologici e descrittori abiotici

Nelle figure riportate nel seguito vengono rappresentate le regressioni lineari tra l'indice LIFE e gli altri indici e descrittori considerati. La relazione tra indice LIFE e LRD è molto significativa e consente di osservare come a valori elevati di indice LIFE corrispondano valori molto negativi di LRD (vedi Fig. 8.1). Entrambi gli indici forniscono un'interpretazione della lenticità-loticità dei siti analizzati: l'indice LIFE dal punto di vista delle comunità biologiche e il descrittore LRD per quanto riguarda le caratteristiche idromorfologiche dei siti.

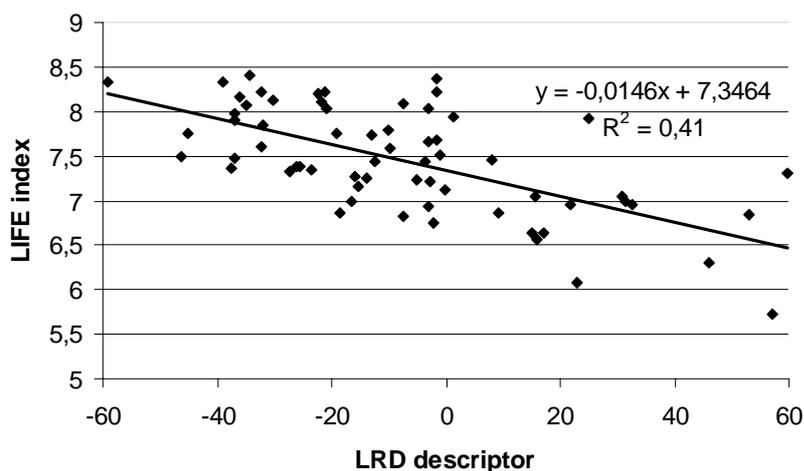


Fig. 8.1 Variazione dell'indice LIFE in funzione del descrittore LRD nei siti analizzati

Va qui ricordato come l'indice LIFE sia basato esclusivamente su informazioni di tipo biologico, raccolte ad una scala di circa 20-50 m, mentre l'LRD sia calcolato su informazioni di habitat (i.e. di tipo abiotico), relative ad un settore fluviale di 500 m. L'esistenza di una stretta relazione tra i due indici risulta quindi di grande interesse data l'indipendenza dei processi di acquisizione delle relative informazioni di base.

La relazione osservata tra LIFE e ASPT (vedi Fig. 8.2) evidenzia come l'ASPT – designato per la valutazione degli effetti sulle biocenosi dell'inquinamento organico - risenta in modo evidente delle variazioni della comunità bentonica determinate dal grado di lenticità dei siti. Zamora-Munoz *et al.* (1995) hanno dimostrato come l'ASPT (nella sua versione per i fiumi spagnoli) mostri una significativa correlazione negativa con la temperatura, a indicare una certa dipendenza di tale indice dalla stagionalità, a sua volta evidentemente in relazione all'informazione espressa dal descrittore LRD. Per un corretto uso di questa metrica nella valutazione della qualità delle acque in area mediterranea, si renderebbe quindi necessaria una ritaratura dell'indice ASPT che tenga in considerazione questo tipo di informazioni.

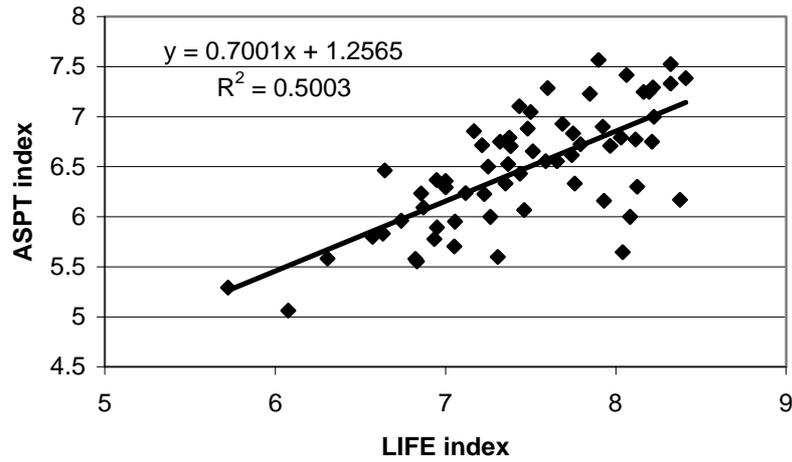


Figura 8.2 Variazione dell'indice ASPT in funzione dell'indice LIFE nei siti analizzati

Resta peraltro da valutare se potrà essere sufficiente per questa metrica un adattamento a tipi fluviali definiti e distinti o se dovrà essere valutata in modo puntuale (i.e. sito-specifico) la relazione con il carattere lenticolo-tico del sito in esame.

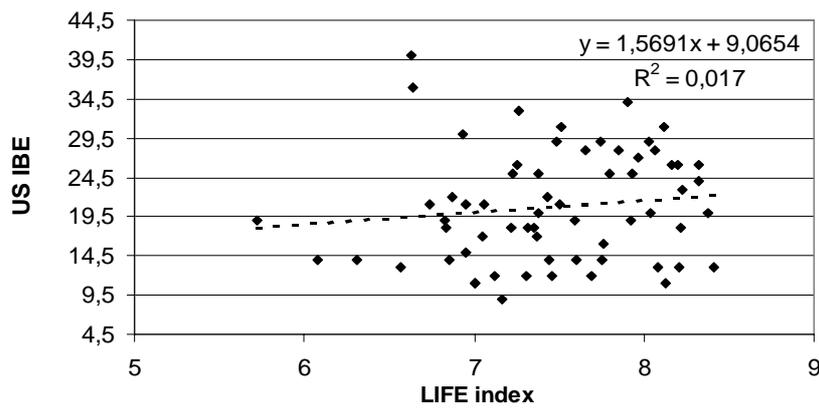


Figura 8.3 Variazione del numero di Unità Sistematiche dell'IBE in funzione dell'indice LIFE nei siti analizzati

La stessa verifica dovrà essere effettuata per l'indice IBE, la cui obbligatorietà di applicazione (D.L.vo 152/99) ne rende assai evidente il carattere di estrema urgenza.

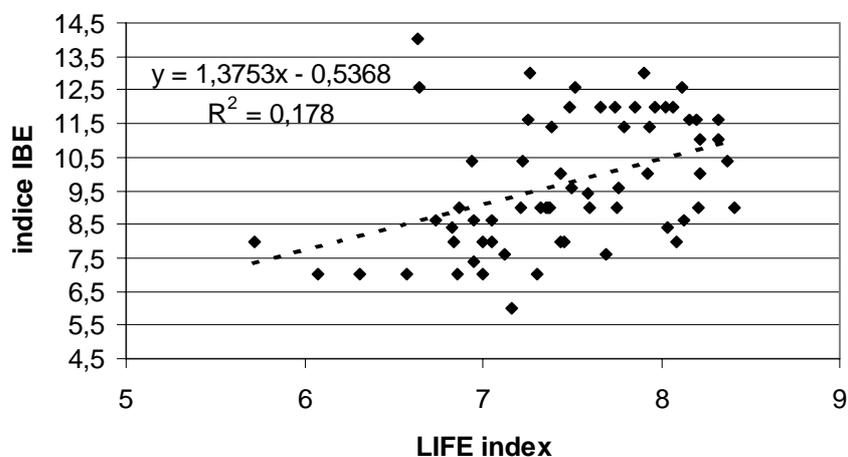


Fig. 8.4 Variazione dell'indice IBE in funzione dell'indice LIFE nei siti analizzati

L'andamento delle Unità Sistematiche dell'IBE e dell'IBE stesso non permette di evidenziare correlazioni significative con l'indice LIFE. Si sarebbe quindi portati a pensare che l'IBE, fornendo un'informazione potenzialmente svincolata rispetto a quella del LIFE, sia adeguato nel definire la qualità ecologica dei corsi d'acqua, a prescindere dal loro grado di lenticità-loticità. Un'analisi più approfondita evidenzia però l'elevata variabilità, sia dei valori IBE sia del numero di Unità Sistematiche, in corrispondenza di singoli ambiti di variazione di LIFE. Per esempio, per valori di LIFE compresi tra 7 e 7,7 (e di LRD tra ca -20 e +20) l'IBE assume valori compresi tra 6 e 13. Si va quindi, secondo questo indice, da una III a una I classe di qualità per siti che indubbiamente presentano differenze legate alla variabilità naturale dovuta al loro carattere lenticolo-tico, interpretati invece in termini di differenze di qualità. Va qui ricordato come si tratti di campioni relativi a siti fluviali attribuibili ad uno stato ecologico elevato o buono. Anche il numero di Unità Sistematiche è molto variabile, sia in ambiti caratterizzati da elevata loticità sia in prossimità di caratteristiche lentiche. Si

evidenzia quindi la necessità di ‘ritarare’ il numero di US e l’IBE in modo da cercare di eliminare o almeno ridurre la quota di variabilità di tali metriche imputabile alle differenze nel carattere lenticolo-tico dei siti fluviali.

8.3 - Implicazioni sui metodi in uso per il D. L.vo 152/99

Riprendendo quanto brevemente esposto nel paragrafo precedente, per quanto riguarda l’IBE, la cui applicazione è prevista dal Decreto Legge 152/99, vanno ricordate le consistenti differenze riscontrate nel numero di Unità Sistematiche tra i vari gruppi identificati dall’analisi TWINSpan. Tali differenze, di per sé, richiedono una ritaratura per rendere confrontabili le biocenosi dei diversi siti/aree. Va inoltre sottolineato come nei siti caratterizzati da elevata lenticità il numero di taxa rinvenuti sia mediamente piuttosto basso. Ciò determinerà un ingresso verticale nella tabella di calcolo dell’IBE corrispondente a biocenosi caratterizzate da una bassa diversificazione della comunità, situazione attesa di norma in siti alterati. I gruppi TWINSpan più tipicamente lenticoli (con codice numerico alto: gruppi 6, 7, 10, in Fig. 7.1) hanno comunità meno diversificate (US fra 10 e 20) di quanto sia stato rinvenuto negli altri gruppi che mostrano un numero medio di taxa intorno a 20 o superiore, ad indicare come le caratteristiche idrologiche locali determinino delle differenze nelle comunità a prescindere dalla qualità ecologica dei siti.

Una minor diversificazione della comunità in termini di numero di Unità Sistematiche rinvenute dovrebbe, nei presupposti dell’indice IBE, essere compensata da una maggior presenza di taxa indicatori di buona qualità (i. e. EPT taxa: Efemeroteri, Plecotteri e Tricotteri), come atteso, ad esempio, spostandosi dalle zone di fondo valle alle aree alpine. La risultante dei due fattori, numero di US e presenza di taxa indicatori, dovrebbe – secondo l’attuale formulazione dell’IBE – consentire di raggiungere un medesimo valore atteso (i.e. pari a 10) in tutti i tipi fluviali in cui il metodo viene applicato.

Contrariamente a quanto atteso, si è potuto osservare come, nei gruppi biocenotici a carattere più lenticolo, il numero di taxa di EPT, taxa che determinano di norma l’ingresso orizzontale nella tabella di calcolo dell’IBE, sia molto al di sotto di quanto osservato in altri gruppi biocenotici. Ciò è vero per aree fluviali in Sardegna, Toscana e Campania: non sembra cioè essere dovuto alla scarsa diversificazione delle comunità bentoniche in singole regioni (e.g. Sardegna) per ragioni biogeografiche.

I taxa di EPT, che di fatto nell’IBE sono la base per la formulazione del giudizio di qualità, in fiumi a carattere di maggior lenticità relativa (i.e. valori di LRD > 0) sembrano quindi poco rappresentati per ragioni naturali. Ciò, evidentemente, non stupisce affatto, date le loro maggiori necessità in termini di

concentrazioni di Ossigeno disciolto. Tale parametro, nei siti di appartenenza dei gruppi biocenotici a LRD più elevato, tende per ragioni naturali (i.e. incremento della temperatura e minor miscelazione delle acque), a mostrare concentrazioni inferiori.

In fiumi soggetti a continue variazioni di flusso, temperatura dell'acqua e conducibilità aumentano, mentre pH e concentrazione di ossigeno disciolto diminuiscono, nel momento in cui la portata diminuisce (Boulton & Lake, 1990). Ad esempio, in due fiumi intermittenti (Werrabee e Lerderberg) dell'Australia, questi cambiamenti di norma coincidono con lo sfarfallamento di parecchie specie di Plecotteri (e.g. *Dinitoperla* spp., *Riekoperla* spp.) e con la sostituzione di molti taxa reofili ad opera di gruppi più comunemente trovati in habitat lentici (e.g. *Chironomus* sp., Dytiscidae, Velidae). In tali fiumi, sono stati trovati più taxa ed individui negli habitat di *pool* che in quelli di *riffle*, probabilmente perché le *pool* sono più stabili rispetto alle aree di *riffle*. Nel corso della presente ricerca si è osservato come, quando la lenticità dei campioni diventa predominante, le aree di *riffle* addirittura tendono a scomparire. Va ricordato che l'indice IBE, per sua costituzione, prevede un campionamento nelle aree lotiche dei fiumi (*riffle*), determinando quindi una tendenza graduale ad una sottostima della qualità in siti a crescente lenticità, dove aree vere e proprie di *riffle* possono essere difficili da rinvenire. Quand'anche esse fossero presenti, la loro rappresentatività per esprimere le condizioni qualitative dell'intero tratto fluviale andrebbe comunque seriamente valutata, costituendo esse una porzione minoritaria nello sviluppo degli habitat fluviali presenti. Per tali ragioni, sembra opportuno, per i fiumi in area mediterranea, pensare allo sviluppo di metodi alternativi per la formulazione di un giudizio dello stato ecologico possibilmente basati su campionamenti degli organismi macrobentonici effettuati nelle aree di *pool*, più tipiche dei corsi d'acqua a regime torrentizio. Peraltro, Sansoni *et al.* (1986) hanno evidenziato come a volte siano necessarie indagini più approfondite per rilevare situazioni locali peculiari, che potrebbero sfuggire ai tradizionali approcci analitici. Anche Genoni (2003) sostiene che gli indici biotici tradizionalmente usati, come l'IBE, a volte non sono in grado di evidenziare gli effetti sulle comunità dovuti ad alterazioni che coinvolgono la semplificazione degli habitat e pertanto si rende necessario il ricorso ad indicatori di maggior dettaglio.

È stato altresì dimostrato come gli effetti della scarsità d'acqua possano essere particolarmente severi nei siti che presentano un'elevata naturalità. Si è osservato infatti come la ricchezza in taxa sia di fatto inferiore nei siti ad elevata naturalità rispetto ai siti inquinati nel caso di forti riduzioni di portata. Inoltre, in linea generale i taxa più sensibili - in genere presenti in condizioni non limitanti di flusso - vengono ad essere sostituiti da taxa più tolleranti quando la portata diminuisce (Morais *et al.*, 2004). Questo non fa che confermare come indici

basati sulla ricchezza in taxa e sulla presenza di taxa sensibili possano condurre ad un'interpretazione delle variazioni stagionali come variazioni nella qualità dell'acqua, potendo portare ad una sottostima della classe di qualità. Emerge perciò l'esigenza di sviluppare metodi specifici per la valutazione della qualità ecologica dei siti a carattere torrentizio, basati su taxa indicatori la cui presenza non risulti essere influenzata dalle variazioni idrologiche.

In accordo con quanto presentato, si possono ipotizzare delle soglie numeriche per il descrittore LRD e l'indice LIFE per le quali non ci si aspetta che l'applicazione di indici basati sul campionamento in tratti fluviali a carattere lotico (e.g. IBE) risenta delle caratteristiche di lenticità-loticità dei siti. In particolare, per valori di LRD inferiori a -10 e LIFE >7.5 l'IBE non sembra portato a sottostimare in modo significativo la qualità ecologica dei siti, diversamente da quanto ci si aspetta invece nel caso di siti a carattere più lentico, dove le comunità – come definite dalle US dell'IBE – risultano depresse per ragioni naturali (i.e. mancano i taxa indicatori più reofili).

L'applicazione dell'indice LIFE può coadiuvare nell'interpretazione degli scostamenti delle comunità dall'atteso nelle varie circostanze. Dal modello di regressione riportato in Fig. 8.5, si possono ricavare i valori attesi di LIFE sulla base dei valori di LRD: ci si aspetta che lo scostamento dei valori osservati da quelli attesi (nel quadrante in basso a sinistra) rappresenti una quantificazione dell'impatto dovuto e.g. al peggioramento della qualità dell'acqua (o ad altra fonte di alterazione, non legata al carattere lentico/lotico). L'entità dell'inquinamento atteso potrà quindi essere quantificata sulla base dell'ampiezza dello scarto. Di fatto, quindi, la distanza dei campioni dalla retta di regressione LIFE/LRD lungo l'asse y fornisce una quantificazione dell'impatto presente in termini di qualità dell'acqua. Questa ipotesi è maggiormente verificabile nei siti i cui valori di LRD siano inferiori a 0; dove invece l'LRD sia indicativo di situazione di lenticità (i.e. >0), le comunità risulteranno principalmente determinate da tale condizione (anche per ragioni naturali) e l'indice LIFE tenderà a essere meno influenzato dalla qualità dell'acqua.

A titolo preliminare, si suggerisce anche come, lungo l'asse x, lo scostamento dei valori di LRD da quelli attesi sulla base del valore dell'indice LIFE, possa fornire invece una quantificazione dell'eventuale impatto idrologico presente. Le analisi future saranno indirizzate allo sviluppo di modelli per la pre-

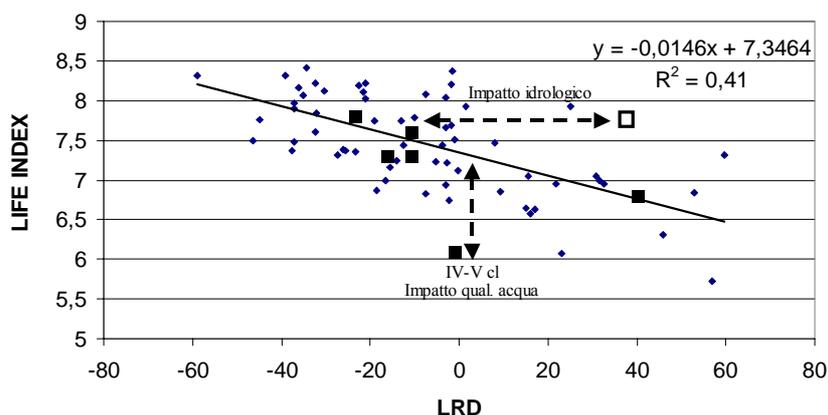


Fig. 8.5 Variazione dell'indice LIFE in funzione del descrittore LRD nei campioni analizzati. Sono evidenziate due situazioni esemplari – effettivamente osservate - di scostamento dalla situazione attesa in base alla relazione tra i due indicatori

visione dei valori di LRD, sulla base di parametri caratterizzanti i vari tipi fluviali e le differenti aree, quali piovosità, pendenza della valle, area di bacino altitudine, etc. Sulla base dei modelli ottenuti sarà possibile selezionare i metodi più idonei da applicare per la valutazione della qualità ecologica e, inoltre, si potrà procedere alla quantificazione di eventuali alterazioni a carico delle caratteristiche idrologiche del sito – in termini di struttura degli habitat idraulici - che non siano di origine naturale.

Un ulteriore risultato ottenuto nel corso della presente indagine è relativo alle differenze che si sono riscontrate fra i siti che comunque presentano carattere più tipicamente lotico (e.g. $LRD < -20$). I valori mediani di IBE nei gruppi 2 e 4 (per la maggior parte costituiti da campioni dell'Italia meridionale) sono più elevati di quelli trovati per i gruppi 1 e 3 (campioni dell'Italia centro-settentrionale). Questo evidenzia delle differenze probabilmente imputabili ai diversi tipi fluviali considerati, confermando la necessità una ritaratura dell'IBE in funzione del tipo, come peraltro necessario per una corretta applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque. Senza tale taratura, esiste il concreto rischio di formulare giudizi differenti per siti che di fatto sono nel medesimo stato di qualità ecologica. Cioè, applicando metodi non adeguati si possono desumere giudizi che

non rispecchiano la situazione qualitativa bensì quella tipologica (i.e. nel caso di fiumi a carattere torrentizio).

8.4 - Cenni sulla Stagionalità

La maggior parte dei fattori presi in considerazione nelle sezioni precedenti hanno dimostrato una variabilità che può spesso essere associata a differenze stagionali. La stagionalità infatti è un fattore di estremo interesse nei fiumi a carattere torrentizio e può avere importanti effetti – diretti e indiretti – sulla struttura delle biocenosi acquatiche. Nel corso della presente ricerca si è affrontato in modo indiretto il fattore stagionalità, concentrandosi sui gruppi biocenotici osservati in presenza di diverse condizioni idrologiche – e quindi di habitat – anziché confrontare direttamente i taxa rinvenuti nelle diverse stagioni. Ciò ha consentito di comparare situazioni osservabili in siti fluviali a diverse latitudini, altitudini e caratteristiche climatiche.

La stagionalità, che si manifesta anche come variazione nel carattere lenticolo-tico dei siti fluviali risulta essere uno dei fattori più importanti nel determinare le variazioni delle comunità. Il passaggio continuo da condizioni lotiche a lentiche durante l'anno induce ad un elevato dinamismo di alcuni parametri ambientali quali i solidi sospesi, la conducibilità, la durezza, etc. Le variazioni stagionali dei fiumi mediterranei implicano sequenze riconoscibili di ricolonizzazione, un processo durante il quale le specie possono differire in termini di livelli di tolleranza ad alcuni fattori ambientali e, presumibilmente all'inquinamento (Graca & Coimbra, 1998). Ad esempio, in un fiume temporaneo nella regione dell'Alentejo, durante il periodo estivo i taxa presenti e tolleranti l'inquinamento sono riferibili a due principali categorie (Graca & Coimbra, *op. cit.*): 1) taxa con la capacità di sfruttare l'ossigeno dell'acqua, anche se a basse concentrazioni (e.g. i Chironomidi "rossi"); 2) taxa che utilizzano per la respirazione ossigeno atmosferico (e.g. molti Coleotteri ed Eterotteri). Questo suggerisce che l'ossigeno sia una delle maggiori cause di disturbo per le comunità. Inoltre, i Coleotteri e gli Eterotteri, che respirano ossigeno atmosferico, hanno un'altra caratteristica che spiega la loro presenza anche in siti molto impattati: sono generalmente isolati dall'acqua mediante un film d'aria. Il loro contatto con l'acqua (e quindi con gli inquinanti) è perciò minimo ridotto rispetto a taxa quali Efemerotteri, Tricotteri e Plecotteri.

Le differenze stagionali nelle comunità si riflettono sui valori assunti dagli indici biotici. Nel caso dell'Appennino Meridionale la stagione autunnale (cioè quella caratterizzata da instabilità idrologica) è, tra quelle studiate, quella che generalmente presenta valori di LIFE più bassi. Nel caso della Sardegna, invece, sono le comunità estive a presentare valori di LIFE più bassi e quindi più tipici di siti a carattere lenticolo.

Risulta quindi molto importante una caratterizzazione della stagionalità dei siti, che può, ad esempio, essere effettuata in termini di descrittore LRD. In Fig. 8.6 vengono riportate le variazioni stagionali del descrittore LRD nei siti studiati in Sardegna. Considerevoli differenze si osservano tra la stagione estiva e quelle invernale e tardo primaverile (febbraio e giugno). Come già rilevato in precedenza, durante la stagione estiva i campioni risultano essere caratterizzati da un'elevata lenticità (valori positivi di LRD), mentre nelle altre due stagioni i valori di LRD sono quasi sempre negativi. In particolare, stagioni per le quali ci si aspetterebbe condizioni idrologiche tendenzialmente simili, possono dare risultati molto diversi (e.g. giugno e agosto).

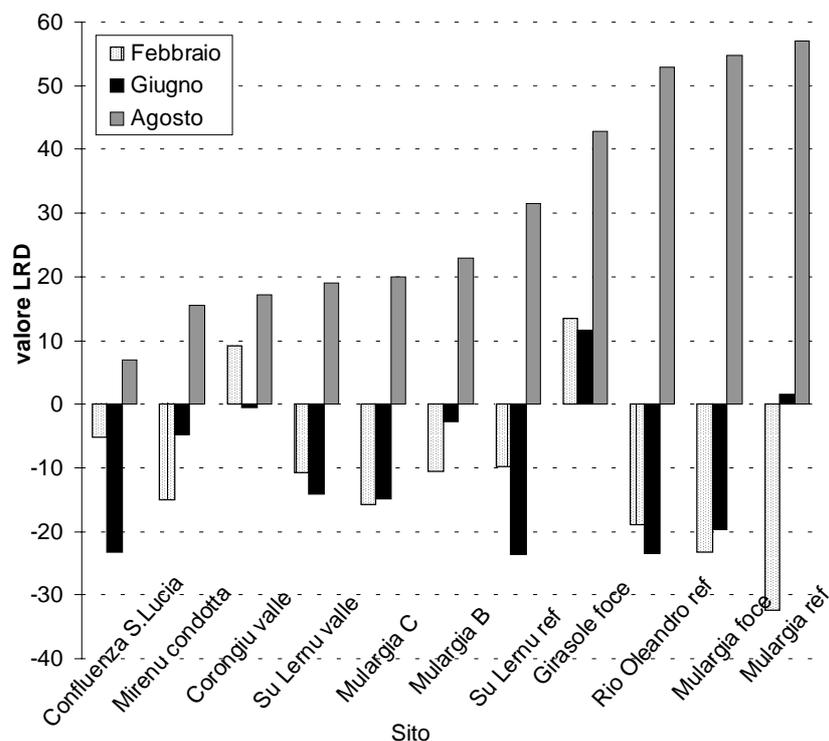


Fig. 8.6 Variazione dei valori assunti dal descrittore LRD nelle tre stagioni in cui è stato applicato il protocollo del River Habitat Survey in 11 siti in Sardegna, nell'arco del 2004 (inverno, primavera, estate)

È infatti già stato evidenziato come non esista linearità tra i cambiamenti di portata e il descrittore LRD, focalizzato sulla scala dell' habitat idraulico e quindi

maggiormente in grado di fornire indicazioni significative in termini biocenotici anche per lievi variazioni di portata (e.g. quando il fiume è prossimo alle condizioni di magra).

La variazione stagionale di LRD potrà essere utilizzata nella scelta del metodo più adatto per il monitoraggio di qualità.

8.5 - Sintesi e potenziali ricadute in termini di monitoraggio

In sintesi, nel corso della ricerca sono stati selezionati due strumenti che potranno essere particolarmente utili nello studio di corsi d'acqua a regime torrentizio: il descrittore abiotico LRD e l'indice biologico LIFE. Il descrittore LRD (*Lentic-lotic River Descriptor*) è stato appositamente sviluppato per descrivere in modo semplice i fiumi in area mediterranea per quanto concerne il loro carattere lentic-lotico; esso, di tipo abiotico, si basa sul rilevamento di dati in campo secondo il metodo *River Habitat Survey* (versione sud europea). Il suo impiego può essere anche consigliato per valutare in quali aree/tipi fluviali siano necessari adattamenti dei criteri e dei metodi in uso per la classificazione qualitativa dei fiumi. L'indice LIFE, calcolato su campioni biologici (macroinvertebrati acquatici), può essere usato come verifica dell'applicabilità del metodo IBE per classificare i fiumi in area mediterranea, soprattutto se combinato con il descrittore LRD.

Dal punto di vista delle ricadute pratiche dell'attività svolta, un particolare riferimento può essere fatto in merito ai diversi tipi di monitoraggio previsti dalla WFD. L'integrazione degli elementi proposti dal presente quaderno nei sistemi di valutazione della qualità ecologica dei fiumi potrà fornire supporto al monitoraggio operativo, di sorveglianza e investigativo. In termini di classificazione (i.e. operativa), i criteri suggeriti potranno essere adottati per stabilire nuovi valori numerici di riferimento sia per le variabili chimiche (i.e. macrodescrittori) sia per gli indicatori biologici (numero di taxa, taxa indicatori, modalità di calcolo, etc.), con un adeguato adattamento alle condizioni di lenticità-loticità dei siti/tipi fluviali considerati. Per il monitoraggio di sorveglianza, l'applicazione di dettaglio degli indici e descrittori qui proposti consentirà in particolare di evidenziare eventuali scostamenti dalle condizioni attuali (o pregresse) di loticità. Ciò sia per un eventuale accentuarsi delle richieste di risorse idriche per uso umano, sia per possibili variazioni climatiche, sia per una combinazione di tali circostanze. La stessa miglior caratterizzazione dei siti in esame – con l'applicazione dei protocolli qui suggeriti - rispetto a quanto oggi di norma effettuato, offrirebbe supporto a questo tipo di monitoraggio. Infine, gli elementi conoscitivi prodotti, una volta sviluppati e dettagliati su scala locale, fornirebbero informazioni di grande interesse per il monitoraggio di tipo

investigativo, i.e. nell'identificazione delle cause di alterazione degli ecosistemi acquatici.

8.6 - Conclusioni generali e implicazioni per il biomonitoraggio nei fiumi mediterranei

Sulla base degli esiti sperimentali dell'attività di ricerca illustrata nelle precedenti sezioni, è possibile individuare alcuni punti chiave che dovrebbero essere considerati nello studio, monitoraggio, gestione e risanamento dei corsi d'acqua a regime torrentizio. Alcuni di essi sono nel seguito riassunti.

- I metodi e i criteri di classificazione attualmente in uso (i.e. D. L. vo 152/99) per i fiumi italiani non sembrano adeguati per un'applicazione generalizzata ai fiumi a carattere torrentizio.
- In particolare, è stato evidenziato come esista una forte differenziazione delle comunità macrobentoniche lungo un gradiente di lenticità-loticità.
- Mentre per alcune di queste comunità - e dei rispettivi siti/aree in cui sono presenti - è possibile l'uso dei metodi e criteri indicati dalla normativa vigente (o di metodi equivalenti), per altre tali metodi risultano di scarsa applicabilità. Oltre alla necessità di rimodulare i metodi (i.e. l'Indice Biotico Estesio), in accordo con i requisiti della WFD, per adattarne l'ambito di variazione al grado di diversificazione delle comunità osservate, esistono limiti concettuali nella costruzione del metodo. Ad esempio, la necessità che taxa indicatori -appartenenti agli ordini di Insetti dei Plecotteri, Efemerotteri e Tricotteri - possano essere rinvenuti nei siti in esame in assenza di alterazioni è in contrasto con la naturale assenza di molti taxa degli ordini citati in corsi d'acqua a spiccato regime torrentizio, almeno in alcuni periodi dell'anno. Ciò è stato ampiamente documentato dalla presente ricerca.
- È quindi necessario ipotizzare la messa a punto di nuovi metodi biologici dedicati ai corsi d'acqua che manifestano le maggiori variazioni di portata - o meglio, di habitat idraulici -, che siano possibilmente basati su un più ampio spettro di informazioni rispetto al metodo IBE. In particolare, nell'impossibilità attualmente riscontrabile, per l'assenza di informazioni sufficienti, di sviluppare sistemi predittivi multivariati, si ritiene percorribile la strada dei sistemi multimetrici, peraltro recentemente adottata da molti Paesi europei (e.g. Hering *et al.*, 2004; Brabec *et al.*, 2004; Ofenboch *et al.*, 2004).

- Per quanto concerne la disponibilità di metodi multimetrisi basati sulla componente macrobentonica per i fiumi mediterranei a carattere torrentizio, esistono attualmente alcune proposte, sviluppate rispettivamente per: a) i fiumi temporanei del Sud del Portogallo (Pinto *et al.*, 2004; Morais *et al.*, 2004); b) la Grecia nel suo complesso (Skoulidakis *et al.*, 2004), in fase di definizione; c) l'area appenninica dell'Italia meridionale, per i torrenti a forti variazioni di portata (i gruppi TWINSPAN 2 e 4 nel presente rapporto) (Buffagni *et al.*, 2004); d) l'area appenninica dell'Italia settentrionale, limitatamente all'impatto di tipo morfologico (Buffagni *et al.*, in AQEM Consortium, 2002); e) alcune aree della Spagna (Pardo *et al.*, in preparazione).
- Nonostante sia nota da molto tempo l'importanza della velocità di corrente nello strutturare le comunità bentoniche (e.g. Hynes, 1970; Statzner & Higler, 1986), questo parametro, di solito, è solo marginalmente considerato nella valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. Generalmente, il tipo di flusso viene preso in considerazione esclusivamente per selezionare l'area di campionamento. Infatti, per la maggior parte dei metodi attualmente in uso, le raccolte devono essere effettuate nelle aree di *riffle* (aree a velocità di corrente relativamente elevata). Le caratteristiche idrauliche degli habitat dovrebbero invece essere tenute in maggiore considerazione sia nel definire il protocollo di campionamento sia nella selezione e applicazione dei metodi di *assessment*. Nel corso della presente ricerca si è dimostrato come le differenze di lenticità-loticità possano determinare modificazioni nella struttura della comunità bentonica molto simili a quelle indotte da modificazioni di qualità ambientale. Quindi, mediante l'utilizzo di metodi di monitoraggio convenzionali – non sviluppati espressamente per i fiumi di tipo mediterraneo – esse potrebbero essere erroneamente interpretate come dovute a possibili variazioni nella qualità ecologica del sito studiato. In termini generali, questa problematica è particolarmente evidente per i fiumi del sud Europa, mentre lo è meno per i fiumi centro e nord europei, che presentano maggiore stabilità nel regime idrologico.
- Non stupisce la scarsa attitudine del metodo IBE alla classificazione di corsi d'acqua a spiccato regime torrentizio, specialmente in area mediterranea. In tale area, infatti, a episodi di alta portata si succedono spesso, nel giro di pochi mesi o settimane, eventi di forte riduzione della stessa, con il conseguente stabilirsi di condizioni di relativa lenticità dei siti fluviali. Il metodo IBE è stato sviluppato per essere applicato alle comunità presenti nei *riffle*, aree che tendono a ridursi fino a sparire con il decremento di portata osservabile nei mesi estivi. Ciò che il metodo

senza dubbio misurerà, in modo peraltro grossolano – non essendo stato designato per questo fine –, sarà quindi lo scostamento da condizioni tipicamente lotiche (in genere osservabili in condizioni di piena o morbida) a condizioni lentiche (con grado variabile a seconda delle più o meno spiccate attitudini del sito a manifestare veri e propri periodi di asciutta). A tale variabilità, del tutto naturale in assenza di prelievi idrici a carico del fiume o altre attività antropiche in grado di alterare il regime fluviale, si andrà a sommare l'effetto delle alterazioni dovute e.g. all'inquinamento dell'acqua, spesso oggetto del monitoraggio biologico. Le due cause di alterazione, date le scarse capacità analitiche dell'IBE - come di tutti i metodi di analoga costituzione - non potranno essere successivamente distinte e concorreranno a esprimere un giudizio di qualità viziato (verosimilmente nella direzione di una sottostima) dal naturale modificarsi della comunità per le condizioni di maggior lenticità.

- Le osservazioni effettuate in questa ricerca portano inoltre a concludere come l'intercalibrazione nei corsi d'acqua mediterranei a carattere tendenzialmente temporaneo (e.g. IC R-M5) possa risultare molto problematica, vista la generale inadeguatezza del metodo IBE, nella sua formulazione attuale, nel rappresentare lo stato di qualità in tale tipo fluviale.
- Presso il CNR-IRSA sono attualmente in fase di verifica alcuni moduli di *assessment* per vari tipi fluviali italiani, ivi compresi quelli a cui afferiscono i diversi gruppi TWINSPAN discussi nel presente Quaderno (si veda anche il sito web www.aqem.de). Una chiara indicazione delle caratteristiche idrologiche, i.e. del grado di variabilità tipica dei fiumi a carattere torrentizio, sarà fornita insieme ai metodi di valutazione, in modo da facilitare la scelta del modulo più adatto per la classificazione nelle diverse condizioni idrologiche e lentiche-lotiche.
- In termini più generali, è stato osservato come, per i siti fluviali studiati – che spaziano dall'Emilia Romagna alla Campania meridionale, e dalla Sardegna alla Toscana, in diverse stagioni -, il gradiente di variazione più importante sia il grado di lenticità/loticità del sito fluviale. Ciò è stato rilevato in termini di struttura delle comunità biologiche, mediante analisi multivariate e attraverso il confronto con i valori assunti dall'indice LIFE. Inoltre, il grado di lenticità/loticità è anche stato descritto come gradiente abiotico, ben sintetizzato, in particolare, dal descrittore LRD, principalmente basato sull'informazione relativa ai cosiddetti *flow types*, raccolta mediante l'applicazione del protocollo sud europeo del *River Habitat Survey*.

- L'indice LIFE e, soprattutto, il descrittore abiotico LRD hanno consentito non solo di interpretare e descrivere il gradiente ambientale osservato – che rappresenta il “grado di lenticità-loticità” dei siti studiati – ma anche di definire soglie di cambiamento che corrispondono alle discontinuità osservate tra le comunità biologiche, queste ultime formalizzate mediante i gruppi TWINSPAN. È così stato possibile caratterizzare da un lato gli attributi biologici di tali gruppi (mediante l'identificazione di taxa indicatori, rappresentativi, etc.) e, dall'altro, i rispettivi descrittori fisici (e.g. portata, grado di lenticità/loticità, temperatura dell'acqua) e chimici (e.g. macrodescrittori).
- Ciò ha infine consentito l'analisi dell'idoneità di alcuni dei singoli macrodescrittori richiesti dal D. L.vo 152/99 per la formulazione di giudizi di qualità dei siti/tipi fluviali corrispondenti alle differenti comunità biologiche individuate. L'indagine, condotta sui soli siti ritenuti in stato Elevato o Buono dopo dettagliate analisi multivariate e l'esame delle principali fonti di alterazione agenti sul corpo idrico (e.g. Buffagni *et al.*, 2004), ha consentito di evidenziare un'elevata variabilità naturale di molti di essi in alcuni dei tipi bio-idrologici identificati. Ad esempio, variabili quali l'ossigeno disciolto (anche in termini di percentuale di saturazione) e la concentrazione di azoto ammoniacale, hanno mostrato elevate fluttuazioni dovute a fattori naturali e sembrano perlomeno necessitare di ritature per poter essere correttamente utilizzati in presenza di alcune condizioni di lenticità/loticità per la classificazione della qualità dei fiumi, come richiederebbe il D. L.vo 152/99.
- Altre variabili, come ad esempio la concentrazione di *Escherichia coli*, sembrano invece poter essere utilizzate con successo, non mostrando un'elevata variabilità in siti non o solo lievemente alterati/inquinati.
- Più in dettaglio, i metodi correntemente in uso, nella loro attuale formulazione, i.e. IBE e macrodescrittori (combinati nell'indice SECA), non sembrano del tutto adeguati per la caratterizzazione in termini di qualità dei siti fluviali che mostrino valori di LRD (Lentic-lotic River Descriptor) superiori a 10. Essi sembrano invece adatti per ambiti inferiori a -10 (e, almeno, fino a -50). Nella fascia compresa tra -10 e 0 l'applicabilità di tali metodi/criteri andrebbe verificata sulla base del tipo fluviale considerato.
- Inoltre, qualora, per il medesimo campione raccolto per l'applicazione dell'IBE, si ottenesse un valore di indice LIFE inferiore a 7.5 (condizioni comparativamente lentiche), l'attendibilità del giudizio di qualità derivato dal valore IBE dovrebbe essere messa in discussione. Infatti, sotto tale

soglia, la presunta comunità di riferimento attesa per una corretta applicazione dell'IBE - i.e. caratterizzata da un elevato numero di US o dalla possibile presenza di taxa di EPT in siti inalterati - risulterà non comparabile a quella osservabile con valori di LIFE superiori (condizioni più tipicamente lotiche).

- Gli stessi criteri elencati nei due punti precedenti potrebbero ad esempio essere utilizzati per riconoscere i periodi durante i quali non sia opportuno pianificare attività di campionamento a fini di monitoraggio.
- Peraltro, è importante ricordare come, in linea con quanto richiesto dalla Direttiva Quadro sulle Acque, i valori di riferimento di tutte le metriche biologiche e dei macrodescrittori considerati dovrebbero essere modulati in accordo con un'adeguata tipologia fluviale. Quest'ultima, una volta completata, non potrà non tener conto di variabili idonee alla discriminazione di diverse condizioni di lenticità/loticità dei siti fluviali, che si sono confermate determinanti nello strutturare le biocenosi acquatiche dei fiumi italiani nel corso della presente ricerca.

Ringraziamenti

Attività svolta nell'ambito della convenzione APAT CNR-IRSA per lo "Sviluppo di un progetto di monitoraggio delle acque superficiali – Aspetti teorico applicativi", anni 2003/4.

Il presente lavoro è stato compilato nell'ambito delle attività dei progetti STAR (EU EVK1-CT2001-00089) e MICARI (MIUR, D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "RISORSE IDRICHE").

Bibliografia

- Barbour, M.T. e Yoder, C.O. 2000. The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America. In: Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques (editors J.F. Wright, D.W. Sutcliffe and M.T. Furse). Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK, 281-292.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. e Stribling J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd edition EPA 841-B-99-002. USEPA, Office of Water. Washington, D.C.
- Boulton A.J. e Lake P.S., 1990. "The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features". *Freshwater Biology*, 24: 123-141.

- Brabec, K., S. Zahradková, D. Nějcová, P. Páril, J. Kokeš e J. Jarkovský, 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 331-346.
- Buffagni A., S. Erba, M. Cazzola e J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 313-329.
- Buffagni A., Erba S., Balestrini R., Cazzola M., Kemp J.L., Pagnotta R., Alber R., Bielli E., Belfiore C. e Hering D., 2002. Definizione della qualità ecologica nei fiumi europei sulla base dei macroinvertebrati bentonici: il Progetto EU-AQEM. *Acta Biologica*, 78(1): 181-193.
- Coimbra C.N., Graca M.A.S. e Cortes R.M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, vol. 94, n.3: 301-307.
- DECRETO LEGISLATIVO 11 Maggio 1999, N 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Supplemento Ordinario n 101/L alla Gazzetta Ufficiale, 29 Maggio 1999, n 124.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327, 22.12.2000, 1-72.
- Graca M.A.S. e Coimbra C.N., 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Wat.Res.*, vol. 32, n.2: 380-392.
- Genoni P., 2003. Influenza di alcuni fattori ambientali sulla composizione delle cenosi macrobentoniche dei corsi d'acqua planiziali minori. *Biologia Ambientale*, 17 (1): 9-16.
- Hering D., O. Moog, L. Sandin e P. F. M. Verdonschot. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Hynes H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Tto University Press.

- Morais, M., P. Pinto, P. Guilherme, J. Rosado e I. Antunes, 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 229-249.
- Norris, R. H. e Georges, A. 1993. *Analysis and Interpretation of Benthic Macroinvertebrate Surveys*. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (editors D. M. Rosenberg and V. H. Resh). Chapman and Hall, New York.
- Ofenböck, T., O. Moog, J. Gerritsen e M. Barbour, 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 251-268.
- Perona E., Bonilla I. e Mateo P., 1999. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *The sciences of the Total Environment*, 241: 75-90.
- Pinto, P., J. Rosado, M. Morais e I. Antunes, 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 191-214.
- Pires A.M., Cowx I. G. e Coelho M. M., 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 54: 235-249.
- Pires A.M., Cowx I. G. e Coelho M. M., 2000. Benthic macroinvertebrates communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia* 435: 167-175.
- Prat N. e Munnè A., 2000. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Wat. Res.*, vol. 34, n.15: 3876-3881.
- Sansoni G., P. Sacchetti e Barabotti P.L., 1986. Problemi di interpretazione dei dati nell'applicazione degli indici biotici alla valutazione della qualità dei corsi d'acqua. In *Atti del convegno "Esperienze e confronti nell'applicazione degli indicatori biologici in corsi d'acqua italiani"*. Provincia Autonoma di Trento. Trento. Pp 131-144.
- Skoulikidis, N. Th., K. C. Gritzalis, T. Kouvarda e A. Buffagni, 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog and L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of*

- Running Waters in Europe. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia*: 516: 149-160.
- Statzner B. e Higler B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- USEPA. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440/69-89/008. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- USEPA 1999. Summary of State Biological Assessment Programs for Streams and Rivers. EPA 230-R-96-007. <http://www.epa.gov/owow/monitoring/newmon/bio/>
- Verdonschot P.F.M., 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia*, 442/443.: 389-412.
- Vlek H. E., P. F. M. Verdonschot e R. C. Nijboer, 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. In: D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin (eds), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Hydrobiologia* 516: 173–189.
- Washington H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystem. *Water Research*, 18: 653-694
- Zamora-Muñoz C. e Alba-Tercedor, 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (3): 332-352.

Finito di stampare nel mese di dicembre 2004
presso il Centro Stampa
dell'Istituto di Ricerca sulle Acque
Via Reno, 1 – 00198 Roma (Italia)